

Congres Watersysteemkennis 2006/2007

Mogelijkheden voor ecologisch herstel van watersystemen

Gasteditors: Steven Declerck en Patrick Meire



Congres Watersysteemkennis 2006/2007

Mogelijkheden voor ecologisch herstel van watersystemen

Gasteditors: Steven Declerck en Patrick Meire



Tijdschrift over integraal waterbeleid

Nummer 30

Jaargang 2007

In 1984 werd onder voorzitterschap van professor André Van der Beken het congres 'Water voor Groen' georganiseerd. Dat bracht een "state of the art" van het onderzoek aan watersystemen in Vlaanderen en was uniek omdat het wetenschappers en beheerders van alle mogelijke disciplines en sectoren samenbracht. Het congresboek is dan ook nu nog steeds een standaardwerk. Niettegenstaande vele studiedagen, is er sindsdien echter geen initiatief meer geweest dat de verschillende wetenschappers en administraties, actief in diverse domeinen met betrekking tot water, samenbracht. Nochtans is de kennis de voorbije jaren enorm toegenomen, niet in het minst door de grote investeringen van het Vlaamse Gewest in wetenschappelijk onderzoek, zowel via de verschillende TWOL studies als via de verhoging van de reguliere middelen voor onderzoek (IWT, FWO,...).

Anderzijds is de wens en de noodzaak om onze watersystemen te herstellen nog nooit zo sterk aanwezig geweest als nu. De uitdagingen voor het waterbeheer en beleid zijn dan ook evenredig groot. In dit kader is er dan ook een steeds grotere noodzaak tot het integraal aanpakken van de problemen die zich stellen binnen het waterbeheer. Een eerste vereiste binnen dit multidisciplinair karakter van het waterbeheer is dan ook het kennen van de verschillende actoren en het op de hoogte zijn van de vooruitgang in het wetenschappelijk onderzoek. Het congres Watersysteemkennis, die de verschillende actoren samenbracht, wil een grote stimulans zijn voor het onderzoek met betrekking tot water in Vlaanderen en op die manier bijdragen aan een verdere wetenschappelijke onderbouwing van het integrale waterbeleid.

Het congres Watersysteemkennis omvatte 9 studiedagen waar aan de hand van 146 lezingen en 101 posters, een beeld geschetst werd van het lopende onderzoek in Vlaanderen. Hieruit bleek duidelijk dat in vele disciplines van watersysteemkennis hoogstaand wetenschappelijk onderzoek verricht wordt. Niettemin blijkt er eveneens een sterke noodzaak tot meer samenwerking. Ook binnen het waterbeleid en beheer wordt deze nood steeds sterker gevoeld en dit niet in het minst omdat de verwachtingen en de doelstellingen van het waterbeheer steeds breder worden. Hierbij wordt men steeds meer geconfronteerd met enerzijds kennishiaten in watersysteemkennis en anderzijds nieuwe uitdagingen voor multidisciplinair onderzoek.

Decades van thematisch en gecompartmenteerd beleid hadden hun evenknie in het disciplinair onderzoek. Een multidisciplinaire aanpak is echter essentieel voor integraal waterbeheer en vereist een vlotte uitwisseling en gezamenlijk gebruik van data en resultaten, zowel tussen de onderzoeksgroepen onderling, als tussen de wetenschappelijke instellingen en de administraties. Deze uitdaging aangaan vereist ook het mogelijk maken en stimuleren van interdisciplinair onderzoek. Het congres watersysteemkennis wil hiertoe bijdragen. Op het afsluitende 2 daagse symposium van het congres Watersysteemkennis, worden niet alleen syntheses gebracht van de studiedagen maar worden ook verschillende nationale en internationale geïntegreerde onderzoeksprogramma's toegelicht.

De resultaten van het congres worden gepubliceerd in 10 afzonderlijke nummers van het tijdschrift WATER, die gezamenlijk de neerslag van het volledige congres vormen.

Samenstelling Wetenschappelijk Comité:

Willy Baeyens, Vrije Universiteit Brussel
Okke Batelaan, Universiteit Gent
Jean Berlamont, Katholieke Universiteit Leuven
Lieven Bervoets, Universiteit Antwerpen
Ronny Blust, Universiteit Antwerpen
Marleen Coenen, Universiteit Antwerpen
Steven Declerck, Katholieke Universiteit Leuven
Niels De Pauw, Universiteit Gent
Florimond De Smedt, Vrije Universiteit Brussel
Alain De Vocht, Universiteit Hasselt
Gerard Govers, Katholieke Universiteit Leuven
Rudy Herman, Dept. Economie, Wetenschap en Innovatie
Patrick Meire, Universiteit Antwerpen
Frank Mostaert, Waterbouwkundig Laboratorium
Frans Ollevier, Katholieke Universiteit Leuven
Marc Van Camp, Universiteit Gent
André Van der Beken, Vrije Universiteit Brussel
Ronny Verhoeven, Universiteit Gent
Willy Verstraete, Universiteit Gent
Wim Vyverman, Universiteit Gent
Kristine Walraevens, Universiteit Gent
Patrick Willems, Katholieke Universiteit Leuven
Guido Wyseure, Katholieke Universiteit Leuven

Samenstelling redactieraad WATER:

Hoofdredacteur:
Michel Bruyneel

Leden:

Willy Bauwens, Marcel Bruyndoncx, Marc Buysse,
Herman Crommelinck, Lieve De Roeck, Marie-Paule Devroede,
Heleen Geeraert, Maarten Goris, Jan Hammenecker, Jos Heylen,
Patrick Meire, Jaak Monbaliu, Frank Mostaert, Rik Serruys,
Didier Soens, Lieve Stoops, Jan Strubbe, Paul Thomas,
José Vandevijvere, Marc Vercruysse en Louis Wauters

Samenstelling Organisatiecomité:

Johan Bogaert, dep. LNE afdeling Milieu-, Natuur-, en Energiebeleid
Michel Bruyneel, tijdschrift WATER
Marc Buysse, Stichting Vlaams Water
Christophe Claeys, Vereniging van Vlaamse Steden en Gemeenten
Marleen Coenen, Universiteit Antwerpen
Willem Coppens, Waterwegen en Zeekanaal nv
Kathleen Goris, IWT
Kathy Haustraete, CIW-secretariaat
Henk Maeckelberghe, Vlaamse Milieumaatschappij
Koen Maeghe, nv De Scheepvaart
Patrick Meire, Universiteit Antwerpen
Kurt Sannen, Agentschap voor Natuur en Bos
Lieve Stoops, Vereniging van Vlaamse Provincies
Jan Spaas, Vlaamse Vereniging van Polders en Wateringen
Karel Vandaele, Watering Sint Truiden
Philippe Van Haver, dep. LNE afdeling Milieu-, Natuur- en
Edward Van Keer, dep. MOW afdeling Haven- en Waterbeleid
Astrid Van Vosselen, dep. MOW afdeling Algemeen Beleid
Véronique Vens, Vlaamse Milieumaatschappij

Tijdschrift over
integraal waterbeleid
in samenwerking
met de CIW



Coördinatiecommissie
Integraal Waterbeleid

v.z.w. WATER
Broechemsesteenweg 165 • 2531 Boechout
tel.: 03/475 09 66 en 0486 939 025 • fax: 03/475 09 66
e-mail: claire.bruyneel@telenet.be
website: www.tijdschriftwater.be

Voorwoord



Vlaanderen heeft sedert de jaren '50 een sterke intensivering van het landgebruik gekend. Dit ging gepaard met de uitbreiding van het wegennetwerk, woon- en industriegebieden, en met een steeds intensiever wordende landbouw. Deze ontwikkelingen hebben geresulteerd in een grote druk op onze zoetwatersystemen en hebben geleid tot problemen als eutrofiëring, verdroging, verzuring, habitatversnippering en een toenemende bedreiging van tal van aquatische plant- en diersoorten.

De laatste decennia werden gekenmerkt door een toenemende bewustwording van deze problematiek, zowel bij het brede publiek, als bij niet-goevernementeel organisaties, onderzoeksinstanties en beleidsmakers. Dit heeft tot een gestage toename geleid aan inspanningen met het herstel van beschadigde systemen tot doel. Hoewel deze inspanningen ongetwijfeld reeds in belangrijke mate hebben bijgedragen tot verbeteringen op het terrein, is een gebrek aan wetenschappelijke begeleiding bij vele herstelprojecten een veel voorkomend euvel. Talrijke herstelmaatregelen worden getroffen zonder dat daar een duidelijke om-

schrijving van doelstellingen aan voorafgaat of zonder dat er een grondige kennis van de uitgangssituatie voorhanden is. In vele gevallen ontbreekt ook een volgehouden en gestandaardiseerde opvolging. Dit bemoeilijkt een onderbouwde evaluatie, wat een optimalisatie van de technieken en een verhoogde doeltreffendheid van toekomstige maatregelen in de weg staat.

De studiedag 'Mogelijkheden voor ecologisch herstel van watersystemen' toonde niettemin op overtuigende manier aan dat Vlaanderen over een ruime expertise met betrekking tot het herstel van zoetwatersystemen beschikt. Dit volume, dat een neerslag van deze studiedag geeft, biedt een mooie staalkaart van wat in Vlaanderen aan kennis en ervaring voorhanden is. De diversiteit aan onderwerpen is groot en heeft zowel betrekking op stilstaande als stromende systemen. We hopen dat deze expertise in de toekomst volop zal benut worden als ondersteuning van een doelgericht en efficiënt natuurherstel- en natuurontwikkelingsbeleid.

Steven Declerck,

Katholieke Universiteit Leuven

Inhoud

ARTIKELS

-
- 1** **Het effect van vijverdroogzetting op macroinvertebratengemeenschappen in ondiepe, verbonden vijvers**
F. Van de Meutter, R. Stoks en L. De Meester
-
- 6** **Interacties tussen waterplanten en fytoplankton: perspectieven voor het beheer van vijvers en meren**
K. Muylaert, S. Declerck, M. Vanderstukken, J. Van Wichelen, L. De Meester en W. Vyverman
-
- 13** **Herstel van stilstaande wateren in Vlaanderen**
L. Denys
-
- 18** **Vennen in de Antwerpse Noorderkempen: perspectieven op potenties**
L. Denys en G. De Blust
-
- 22** **Het belang van slibverwijdering voor het herstel van een geëutrofiëerd ondiep meer (de Kraenepoel, Aalter)**
J. Van Wichelen, S. Declerck, I. Hoste, K. Muylaert, G. Louette, L. Denys, M. Hoffmann, L. De Meester en W. Vyverman
-
- 27** **Ecologisch herstel van waterlopen in Vlaanderen. Hoever staan we?**
K. Van Looy, A. Schneiders en T. Van Daele
-
- 31** **Dynamiek in het Grensmaasgebied. Evaluatie van herstelmaatregelen: heden en toekomst**
A. Van Braeckel en K. Van Looy
-
- 37** **Natuurvriendelijke oevers langs de IJzer: een meerwaarde voor de natuur?**
D. De Groote, A. De Rycke, I. Verelst en K. Declerck
-
- 44** **Mogelijkheden voor structuurherstel van onbevaarbare waterlopen in Vlaanderen**
K. Martens
-
- 49** **Omlegging en hermeandering van de Voorste en de Witte Nete in Dessel**
A. De Vocht, B. Aubroeck en P. T. Hendig
-
- 57** **Vismigratie en het oplossen van vismigratieknelpunten**
S. Monden
-
- 61** **De trekpatronen van blankvoorn (*Rutilus rutilus* L.) in gefragmenteerde rivieren in België**
C. Geeraerts, M. Ovidio, H. Verbiest, D. Buysse, J. Coeck, C. Belpaire en J.-C. Philippart
-
- 64** **Globaal herstelplan Abeek - Historische evaluatie als basis voor beekherstel**
J. Lambrechts, K. Martens en A. de Gipper
-
- 68** **Het belang van het Lippenbroek als habitat voor vissen in de Zeeschelde**
I. Simoens, J. Breine, C. Van Liefferinge, M. Stevens en C. Belpaire
-
- 72** **Ecologische meerwaarde van een kleinschalig hermeanderingsproject, case study van de Kleine Aa-Weerijbeek (Groot Schietveld)**
M. Van Aert, C. Van Liefferinge, G. Heutz en P. Meire
-
- 77** **Evaluatie van de effectiviteit van NTMB-maatregelen in de provincie Antwerpen**
B. Van Ballaer, C. Van Liefferinge en P. Meire
-

Het effect van vijverdroogzetting op macroinvertebratengemeenschappen in ondiepe, verbonden vijvers

Vijverdroogzettingen worden steeds couranter toegepast in het hedendaags beheer van vijvernatuurgebieden, en er werd reeds aangetoond dat ze een positief effect hebben op de talrijkheid en soortenrijkdom van ondergedoken waterplanten, watervogels en zoöplankton. Het is echter bekend dat diversiteitspatronen voor organismengroepen binnen eenzelfde habitat niet noodzakelijk gelijklopend zijn zodat bijkomend onderzoek naar de mogelijke gevolgen van droogzettingsbeheer op andere organismengroepen noodzakelijk is. Deze studie komt hieraan tegemoet en toont aan dat in ondiepe, verbonden vijvers de diversiteit aan macroinvertebraten toeneemt na een tijdelijke droogzetting, en dat taxonrijkdom en diversiteit toenemen voor libellen, waterkevers en waterwantsen. De geobserveerde effecten waren dikwijls slechts voorbijgaand, of waren specifiek voor een bepaalde insectenorde. Op basis van deze resultaten worden specifieke aanbevelingen voor het beheer van verbonden vijvergebieden voorgesteld.

Inleiding

Ondiepe meren komen talrijk voor in West-Europa. Deze meren zijn in de meeste gevallen van menselijke origine, en ontstonden meestal door afdammingen van beken en riviertjes, of door water af te leiden naar omwalde komgronden. Kenmerkend voor dergelijke vijvers is dat water aan de ene zijde de vijver instroomt (inlaat) en aan de andere zijde weer uitstroomt (uitlaat). Een belangrijk praktisch voordeel hiervan is dat het waterniveau kan geregeld worden en dat de watervoorziening doorheen het jaar gegarandeerd is. Meestal werden deze vijvers op een bepaald moment in hun geschiedenis gebruikt voor de viskweek (b.v. Daniëls 1998), waarbij een gemiddeld vijfjarige opkweekfase afgewisseld werd met een droogzetting om de vis af te vangen. In streken met arme landbouwbodems (zoals de Kempen) werd de vijver dan nog een volledig jaar drooggezet en werden op de aangerijkte vijverbodems graangewassen verbouwd. Hoewel viskweek in West-Europa afgenomen is, blijft droogzetting een veel voorkomend gebruik. Doordat deze vijvers voor hun water afhankelijk zijn van beekwater hebben ze vaak extra te lijden van eutrofiëring en vertroebeling. Droogzetting is in deze vijvers een erg praktische maatregel om vertroebeling tegen te gaan, doordat zo op een natuurlijke manier voedingsstoffen worden afgevoerd, door de compactatie van sediment, en doordat het visbestand drastisch wordt teruggedrongen (Declerck et al. 2006). Door de sterke eutrofiëring van de oppervlaktewateren in West-Europa is droogzetting een noodzakelijk onderdeel van hedendaags ecologisch vijverbeheer geworden.

Ondiepe vijvers vormen een erg soortenrijk ecosysteem en zijn hierdoor van groot belang voor regionale biodiversiteit (Jeppesen et al. 1998, De Meester et al. 2006). Het is daarom van groot belang te weten wat de gevolgen zijn van het algemeen toegepast droogzettingsbeheer. Droog-

zettingen hebben een ogenblikkelijk drastisch negatief effect op de lokale aquatische fauna en flora. Opvallend is echter dat al op korte termijn vaak positieve effecten worden vastgesteld. Voor ondergedoken waterplanten en zoöplankton (een verzamelnaam voor watervlooien en aanverwanten) wordt doorgaans een sterke toename in soortenrijkdom en biomassa vastgesteld na een tijdelijke droogzetting (Hough et al. 1991, Arnott en Yan 2002). Beide groepen van organismen beschikken immers over droogteresistente dormante ruststadia, die toelaten om ongunstige periodes te overbruggen en die bij gunstige omstandigheden aanleiding kunnen geven tot een nieuwe, rijke gemeenschap. Bij ondergedoken waterplanten zijn sedimentcompactatie en een verbeterde waterhelderheid sleutelfactoren die de aanzet geven tot de herkolonisatie, bij zoöplankton zijn vooral het verschijnen van waterplanten, en het verdwijnen van hun belangrijkste predator vis, belangrijk. Voor het overige aanzienlijk deel van de biodiversiteit in ondiepe meren is echter amper iets geweten over het effect van de vijverdroogzettingen. Omdat deze organismen doorgaans niet over droogteresistente stadia beschikken, kan hun respons mogelijk sterk verschillen van die bij waterplanten en zoöplankton.

De term macroinvertebraten wordt gebruikt als een verzamelnaam voor soorten behorende tot onder andere de aquatische insecten, slakken, bloedzuigers en watermijten. Het is een heterogene en erg soortenrijke groep met vaak tientallen tot honderden soorten per vijver; zodoende maken ze een groot deel uit van de lokale biodiversiteit. Het doel van deze studie is om na te gaan welke de effecten zijn van leeglaten voor macroinvertebraten, met speciale aandacht voor de insectenordes van de libellen, de waterkevers en de waterwantsen. We volgden daartoe macroinvertebratengemeenschappen op in een specifiek type ondiepe vijver, namelijk ondiepe verbonden vijvers, van één jaar voor de droogzetting tot twee jaar na de droogzetting.

Materiaal en methode

Studiegebied

Het studiegebied was het vijvergebied De Maten, nabij Genk (Prov. Limburg). Een belangrijk aspect van dit natuurreservaat is de 3.5 km lange ketting van 34 ondiepe verbonden vijvers, die gevoed worden door het water van drie beekjes. Ten minste een deel van de vijvers is al sinds de middeleeuwen in gebruik als viskweekvijver, een praktijk die standhield tot diep in de tweede helft van de twintigste eeuw wanneer het gebied geleidelijk een beschermde status kreeg. Gedurende heel deze periode werden deze vijvers vermoedelijk op regelmatige basis drooggezet voor het afvangen van de vis, waarna aanvankelijk een jaar graan- en gewassen verbouwd werden op de vijverbodem (Daniëls 1998). Sinds het begin van de jaren '90 werd terug een meerjarig cyclisch systeem van droogzettingen ingevoerd, maar ditmaal vanuit natuurbeheersoogpunt om het visbestand te verlagen, en om gunstige foerageeromstandigheden te creëren voor reigers, waadvogels en eenden.

Staalname en verwerking van de stalen

Zes vijvers werden driemaal jaarlijks (mei, juli, september) bemonsterd voor macroinvertebraten gedurende drie opeenvolgende jaren (2001-2003). Alle zes de vijvers werden drooggezet van november 2001 tot maart 2002. Als controle bemonsterden we jaarlijks in juli ook zes andere vijvers binnen De Maten die één jaar eerder waren droog gezet. Macroinvertebraten werden bemonsterd met een steeknet (maaswijdte 500 μ m) langs een vast traject per vijver en nadien gedetermineerd tot op familie, uitgezonderd libellen en waterwantsen die tot op soort en de waterkevers (inclusief larven) die tot op genus gedetermineerd werden. Tegelijk met het bemonsteren van de invertebraten werden ook een aantal omgevingsvariabelen gemeten waarvan geweten is dat ze mogelijk het voorkomen van de invertebraten beïnvloeden (pH, waterhelderheid, phytoplankton dichtheid [als chlorophyll *a*], bedekking door waterplanten, de dichtheid van vissen in het pelagiaal en het littoraal). Dit om na te gaan in hoeverre de geobserveerde patronen bij macroinvertebraten mogelijk veroorzaakt worden door veranderingen in omgevingsvariabelen. De dichtheid aan juveniele vis in het littoraal werd bepaald aan de hand van hun aantallen aanwezig in semikwantitatieve vangsten met een steeknet. Tenslotte beschikken we ook over semikwantitatieve visvangsten in het pelagiaal (vijf dubbele schietluiken/vijver) voor 1998 en 2002 die ons toelaten om de evolutie van het pelagiaal visbestand op te volgen.

Voor de analyses van de macroinvertebratengegevens gebruikten we drie afgeleide variabelen in onze analyses: totale abundantie, taxon rijkdom en Shannon-Wiener diversiteit, en dit voor alle families samen, en voor libellen, waterkevers en waterwantsen afzonderlijk. Voor de omgevingsvariabelen werden de gemeten waarden gebruikt.

Resultaten

Hieronder geven we een overzicht van de voornaamste resultaten van deze studie. Voor een meer uitgebreid overzicht en specifieke analyses van de afzonderlijke taxa verwijzen we naar Van de Meutter et al. (2006).

Omgevingsvariabelen

De meeste onderzochte omgevingsvariabelen vertoonden geen of geen consistente veranderingen na de droogzetting. Uitzonderingen waren de bedekking door waterplanten en de dichtheid aan vissen in het littoraal. Ondergedoken waterplanten namen sterk toe in het eerste jaar na de droogzetting, maar namen ook weer af in het tweede jaar. De bedekking door drijvende waterplanten, daarentegen, bleef vrijwel onveranderd gedurende de drie onderzoeksjaren. De dichtheid aan jonge vis in het littoraal nam logischerwijze zeer sterk af het eerste jaar na de droogzetting, maar nam weer sterk toe in het tweede jaar. Een vergelijking van gestandaardiseerde fuikvangsten in het pelagiaal uit 2002 (het jaar net na de droogzetting) met fuikvangsten uit 1998 (voor de droogzetting) toonde een sterke afname in het aantal en de biomassa van vissen in de vijvers.

Macroinvertebraten

De resultaten staan samengevat in de figuren 1-3. Omdat alle organismengroepen sterke seizoensale schommelingen vertoonden binnen hetzelfde jaar gingen we de effecten van droogzetting na per seizoen (mei, juli, september). De respons op de droogzetting bleek bovendien verschillend voor de verschillende seizoenen.

Voor de maand mei vonden we geen veranderingen in de totale abundantie, maar wel voor het aantal en de diversiteit van macroinvertebratenfamilies in het tweede jaar na de droogzettingen. De drie nader onderzochte ordes namen toe in soortenrijkdom en diversiteit in het eerste, maar vooral het tweede jaar na de droogzettingen. De toename in aantallen gebeurde pas in het tweede jaar.

Het patroon in juli is vrij gelijkend voor de macroinvertebratenfamilies, maar verschilt van dat in mei voor de drie insectenordes door een minder uitgesproken toename in het eerste jaar na de droogzetting, en gemiddeld een daling in het tweede jaar. In de controlevijvers die in juli bemonsterd werden zijn geen duidelijke trends waarneembaar, uitgezonderd een gemiddelde daling van de aantallen in 2003.

In september werden nauwelijks nog algemene trends vastgesteld behalve een tijdelijke daling van de diversiteit van invertebratenfamilies het eerste jaar en een herstel het tweede jaar na de droogzetting, een graduele toename voor aantallen waterkevers, en een tijdelijke toename van het aantal soorten waterwantsen het eerste jaar en een daling (eveneens voor abundantie) het tweede jaar.

Discussie

Vijverdroogzettingen worden steeds couranter toegepast in het hedendaags beheer van vijvernatuurgebieden, en er werd reeds aangetoond dat ze een positief effect hebben op de talrijkheid en soortenrijkdom van ondergedoken waterplanten, watervogels en zoöplankton (Hough et al. 1991, Hanson en Butler 1994, Arnott en Yan 2002). Het is echter bekend dat diversiteitspatronen voor organismengroepen binnen eenzelfde habitat niet noodzakelijk gelijklopend zijn (Declerck et al. 2005) zodat bijkomend onderzoek naar de mogelijke gevolgen van droogzettingsbeheer op andere organismengroepen noodzakelijk is. Deze studie komt hieraan tegemoet en toont aan dat in ondiepe, verbonden vijvers de diversiteit aan macroinvertebraten toeneemt na een droogzetting, en dat taxonrijkdom en diversiteit toenemen voor libellen, waterkevers en waterwantsen. De geobserveerde effecten waren dikwijls slechts voorbijgaand, of waren specifiek voor een bepaalde insectenorde.

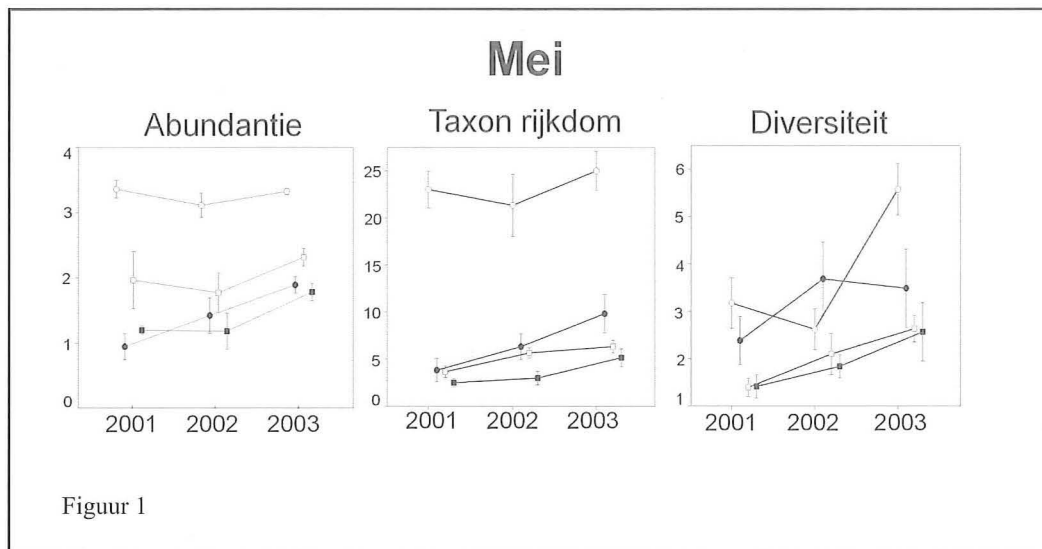
Opvallend is dat de patronen in de respons op droogzetting seizoensafhankelijk waren. In de maand mei observeerden we pas in het tweede jaar een positieve respons op de droogzetting, terwijl dit in juli en in minder mate in september doorgaans het eerste jaar al plaatsvond en in het tweede jaar gevolgd werd door een gedeeltelijke terugval naar de oorspronkelijke situatie. Deze patronen zijn waarschijnlijk het best te verklaren aan de hand van twee verschillende, elkaar tegenwerkende processen nl. de geleidelijke kolonisatie en herkolonisatie van de nieuwe geschikte vijverhabitaten enerzijds en de snelle terugval naar de vijvertoestand van voor de droogzetting anderzijds. Aangezien de vijvers pas in april hervuld werden, hadden bij de eerste staalname in mei een groot aantal soorten nog niet de tijd gehad om de vijvers te (her)koloniseren. Het daarop volgende jaar was dat echter wel het geval, wat de toename het tweede jaar verklaart. Dat er op zo'n korte tijd het eerste jaar toch al relatief veel soorten aangetroffen werden, is zelfs verbazingwekkend, en houdt waarschijnlijk verband met het feit dat de vijvers hervuld werden met water afkomstig van hogerop gelegen vijvers. Later op het jaar (juli, september) had een groter aantal soorten reeds de vijvers ge(her)koloniseerd en herbevolkt, zodat we het eerste jaar een duidelijke (positieve) respons konden waarnemen. In tegenstelling tot de mei-staalname vinden we voor juli en in mindere mate in september een terugval in soortantallen en diversiteit in het tweede jaar na de droogzettingen. Dit heeft vermoedelijk te maken met de sterke afname aan waterplanten, en de gelijktijdige toename van vis, die een terugval naar de vijvertoestand van vóór de droogzettingen inluidden. De macroinvertebratenfauna reageerde hier blijkbaar meteen op.

Een belangrijke bemerking bij deze studie is dat de resultaten specifiek gelden voor verbonden vijvers. Dit had vermoedelijk een aantal belangrijke gevolgen voor de waargenomen patronen. Ten

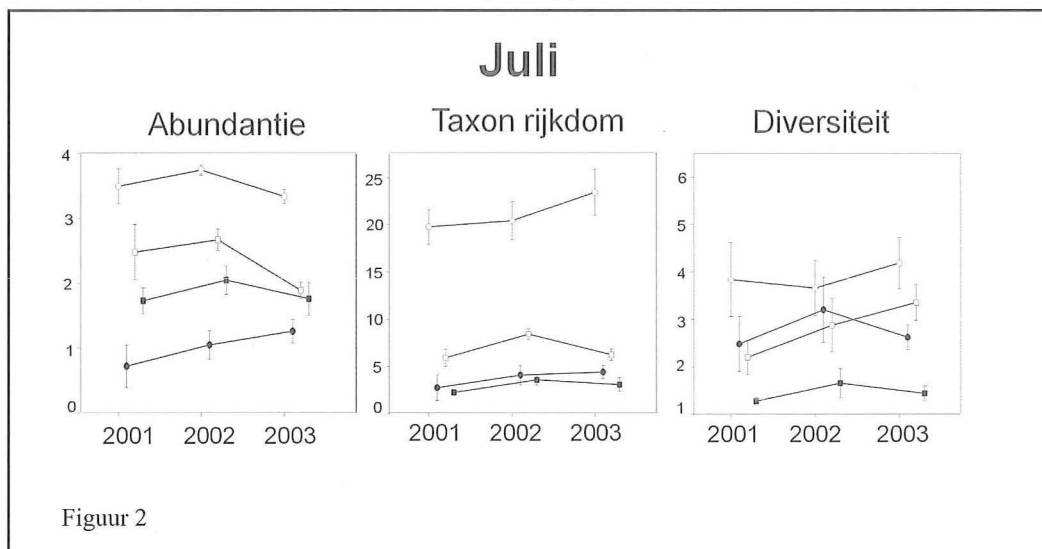
eerste liet deze verbondenheid tussen de vijvers toe dat minder mobiele soorten (bv. waterslakken, waterpissebedden, ...) snel de vijvers konden herkoloniseren na de droogzetting. Deze soorten beschikken niet over de mogelijkheid om over land van vijver tot vijver te vliegen, en zijn voor hun dispersie tussen vijvers afhankelijk van andere organismen (bv. vogels), of van overstromingen of permanente aquatische verbindingen. In geïsoleerde vijvers en bronnen bestaat het risico dat door een droogzetting deze weinig mobiele soorten tot uitsterven gebracht worden, en niet meer kunnen herkoloniseren. Buiten deze voordelen voor droogzettingsbeheer heeft verbondenheid tussen vijvers ook enkele belangrijke nadelen. Instromend water is in Vlaanderen vrijwel altijd belast met een hoge voedselrijkdom, waardoor vijvers stelselmatig aanrijken en ondergedoken waterplantenvegetaties onder druk komen te staan (met uiteindelijk een omslag naar een troebele, waterplantloze vijvertoestand). Verbondenheid zorgt er ook voor dat, na een droogzetting, vissen erg snel de vijver kunnen herbevolken, wat nadelig is voor tal van organismengroepen (macroinvertebraten, zoöplankton). Ook vormen de verbindingen met beken of andere vijvers vaak de weg waarlangs exoten (bv. blauwbandgrondel *Pseudorasbora parva*, zonnebaars *Lepomis gibbosus*) zich snel kunnen verspreiden. Aanvullende maatregelen, zoals het bepalen van snoekjuveniën, kunnen doorgaans helpen om de terugval naar een waterplantloze toestand te verhelpen of uit te stellen, doordat de heraan groei van de lokale vispopulatie onderrukt wordt. Zo'n beheer is echter niet altijd succesvol, en was in De Maten niet in staat om de heldere vijvertoestand te bestendigen (Declerck S. mondelinge mededeling), mogelijk door de erg hoge nutriëntenbelasting in deze vijvers.

Uit het voorgaande blijkt dat vijverdroogzettingen niet altijd de garantie zijn tot een succesvol beheer ter bevordering van lokale biodiversiteit in vijvers. De beste resultaten worden bereikt in sterk gedegradeerde systemen, getypeerd door een afwezigheid van waterplanten, troebel water, en een overmatig visbestand. Ongeacht de verbondenheid kan in dergelijke vijvers een vijverdroogzetting een sterke toename van de lokale diversiteit impliceren. Wanneer de vijvers nog bepaalde natuurwaarden bezitten, dient rekening gehouden te worden met de ruimtelijke context. In niet verbonden vijvers met geen ecologisch waardevolle andere vijvers in de omgeving (cf. metapopulatieconcept, zie Hanski 1999) kan beter geopteerd worden voor minder ingrijpende maatregelen (afwissing, slibruiming zonder droogzetting) zodat lokale natuurwaarden aanwezig blijven en idealiter kunnen uitbreiden. Droogzettingen zijn vooral een uitgelezen beheersinstrument in gedegradeerde verbonden vijverssystemen, waar herkolonisatie snel kan gebeuren via de vijververbindingen, en waar, mits de droogzettingen asynchroon verlopen, herkolonisatie door de lucht vanuit de nabijgelegen vijvers snel kan verlopen. Doordat de faciliteiten voor het leegzetten en hervullen van verbonden

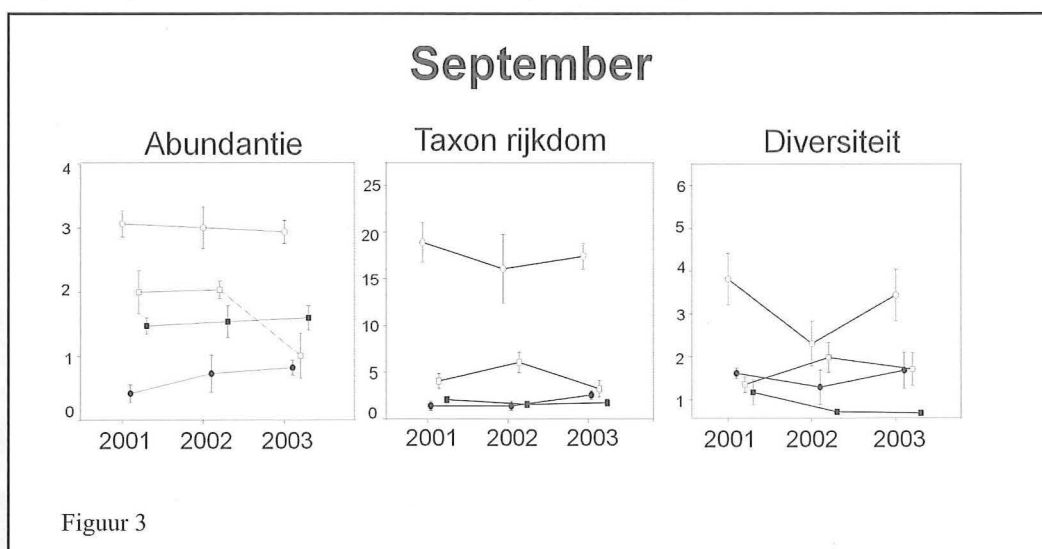
Figuur 1: Evolutie van de abundantie, taxon rijkdom en Shannon-Wiener diversiteit in mei overheen drie jaar (2001: vóór de droogzettingen, 2002 & 2003 na de droogzettingen) voor zes vijvers in De Maten voor macroinvertebraten (familieniveau), waterkevers (genushniveau), waterwantsen (soortniveau) en libellen (soortniveau). (Open bolletjes = macroinvertebraten, zwarte bolletjes = waterkevers, open vierkantjes = waterwantsen, zwarte vierkantjes = libellen).



Figuur 2: Evolutie van de abundantie, taxon rijkdom en Shannon-Wiener diversiteit in juli overheen drie jaar (2001: vóór de droogzettingen, 2002 & 2003 na de droogzettingen) voor zes vijvers in De Maten voor macroinvertebraten (familieniveau), waterkevers (genushniveau), waterwantsen (soortniveau) en libellen (soortniveau). Voor legende zie figuur 1.



Figuur 3: Evolutie van de abundantie, taxon rijkdom en Shannon-Wiener diversiteit in september overheen drie jaar (2001: vóór de droogzettingen, 2002 & 2003 na de droogzettingen) voor zes vijvers in De Maten voor macroinvertebraten (familieniveau), waterkevers (genushniveau), waterwantsen (soortniveau) en libellen (soortniveau). Voor legende zie figuur 1.



vijvers dikwijls al aanwezig zijn, is dit beheer bovendien weinig arbeidsintensief, vergeleken met andere beheersvormen zoals afvissen en slibruiemen. Omdat dergelijke systemen doorgaans ook weer snel degraderen, is een asynchroon cyclisch beheer, met de lengte van de cycli afgestemd op de lokale situatie (monitoring), waarschijnlijk de meest optimale beheersvorm.

Dankwoord

Graag willen we Willy Peumans en Natuurpunt Vzw bedanken voor de toelating om dit onderzoek te uit te voeren in De Maten. Voor dit onderzoek werd financiële steun ontvangen van het Fonds voor Wetenschappelijk Onderzoek Vlaanderen (FWO-Vlaanderen), en van de Europese projecten ALARM en BIOMAN. Frank Van de Meutter is postdoctoraal onderzoeker bij het FWO.

Referenties

Arnott S.E. en Yan N.D. (2002) The influence of drought and re-acidification on zooplankton emergence from resting stages. *Ecological Applications* 12: 138-153.

Daniëls L. (1998) Kansen voor natuurbehoud en -herstel. *Natuureservaten*. 1998: 4-7.

Declerck S., Vandekerckhove J., Johansson L., Muylaert K., Conde-Porcuna J. M., Van Der Gucht K., Perez-Martinez C., Lauridsen T., Schwenk K., Zwart G., Rommens W., Lopez-Ramos J., Jeppesen E., Vyverman W., Brendonck L., De Meester L. (2005) Multi-group biodiversity in shallow lakes along gradients of phosphorus and water plant cover. *Ecology* 86: 1905-1915.

Declerck S., Van de Meutter F. en De Meester L. (2006) Ondiepe vijvers en meren. *Ecologische achtergronden en beheer. Natuur.FOCUS* 5: 22-29.

De Meester L., Declerck S., Stoks R., Louette G., Van de Meutter F., De Bie T., Michels E. en Brendonck L. (2005) Ponds and pools as model systems in conservation biology, ecology and evolutionary biology. *Aquatic Conservation - Marine and Freshwater Ecosystems* 15: 715-725.

Hanski I. (1999) *Metapopulation ecology*. Oxford University Press, New York.

Hanson M.A. en Butler M.G. (1994) Responses to food-web manipulation in a shallow waterfowl lake. *Hydrobiologia* 280: 457-466.

Hough R.A., Allenson T.E. en Dion D.D. (1991) The response of macrophyte communities to drought-induced reduction of nutrient loading in a chain of lakes. *Aquatic Botany* 41: 299-308.

Jeppesen E., Sondergaard M. en Christofferson K. (1998) *The structuring role of submerged macrophytes in lakes*. Springer Verlag, New York.

Van de Meutter F., Stoks R. en De Meester L. (2006) Rapid response of macroinvertebrates to drainage management of shallow connected lakes. *Journal of Applied Ecology* 43: 51-60.

*F. Van de Meutter;
R. Stoks en
L. De Meester*

*Laboratorium voor Aquatische Ecologie,
KULeuven, Ch. Debériotstraat 32, 3000 leuven*

Interacties tussen waterplanten en fytoplankton: perspectieven voor het beheer van vijvers en meren

¹ Katholieke Universiteit Leuven, Campus Kortrijk, Lab. Biologie

² Katholieke Universiteit Leuven, Lab. Aquatische Ecologie

³ UGent, Lab. Protistologie & Aquatische Ecologie

Het is sinds lang gekend dat in meren met een hoge vegetatiedichtheid van ondergedoken waterplanten algenbloeien vaak uitblijven, zelfs wanneer nutriëntenconcentraties vrij hoog zijn. Waterplanten worden daarom vaak ingezet bij het bestrijden van effecten van eutrofiëring in meren, voornamelijk om algenbloeien te vermijden. Over de mechanismen waarmee waterplanten de groei van algen of fytoplankton onderdrukken bestaat echter nog onduidelijkheid. Waterplanten kunnen fytoplankton onderdrukken via competitie voor nutriënten of via allelopathische interacties. Waterplanten oefenen ook een effect uit op fytoplankton door een schuilplaats te bieden voor zoöplankton (de voornaamste grazers van fytoplankton) of door de stabiliteit van de waterkolom te verhogen (wat resulteert in een verhoogde sedimentatie van fytoplankton). Het relatief belang van deze factoren werd afgeleid uit resultaten van een monitoringstudie en een mesocosmosexperiment. Hierbij werd aandacht besteedt aan het effect dat waterplanten op zowel de biomassa als de diversiteit van het fytoplankton hebben.

Algenbloeien

Wanneer de concentratie aan ééncellige algen of fytoplankton in het water spectaculair toeneemt en leidt tot een merkbare verkleuring van het water spreekt men van een algenbloeï. Algenbloeien zijn een natuurlijk fenomeen maar de frequentie en intensiteit ervan is sterk toegenomen als gevolg van eutrofiëring (vb. Gulati & van Donk 2002). Eén van de meest problematische groepen van bloeivormend fytoplankton in zoetwatersystemen zijn de blauwalgen of cyanobacteria. Verschillende van deze blauwalgen zijn nauwelijks begraaftbaar door het zoöplankton omdat ze grote kolonies vormen die niet door het zoöplankton opgenomen kunnen worden. Daardoor kunnen ze ongestoord aangroeien en een zeer hoge biomassa bereiken met een blauwachtige, vuilbruine of -groene verkleuring van het water tot gevolg. Vaak is een stijging van het fosfaatgehalte voldoende om bloeien van blauwalgen te induceren aangezien vele blauwalgen stikstof kunnen opnemen uit de atmosfeer (N₂-fixatie). Sommige cyanobacteria produceren gevaarlijke toxines (o.a. microcystines) die tot het afsterven van diverse waterbewoners kunnen leiden en ook een gevaar voor de volksgezondheid kunnen vormen wanneer ze in het drinkwater terecht komen (Codd 1995).

Algenbloeien vormen een probleem in zowel natuurlijke als artificiële wateren. In natuurlijke wateren kunnen ze voor een afname van de biodiversiteit en natuurwaarde zorgen. Algenbloeien zorgen ook voor een verlies van de recreatiewaarde van vis-, sier- en zwembijvers en bemoeilijken de waterzuivering in drinkwaterreservoirs. Algenbloeien in het algemeen en blauwalgen in het bijzonder doen het goed bij hogere temperaturen. Het is dan ook aannemelijk dat algenbloeien in de nabije toekomst nog zullen toenemen omwille van de globale klimaatsverandering. Door deze temperatuursverhoging en de steeds verderschrijdende eutrofiëring is er nood aan efficiënte technieken om algenbloeien te controleren.

Competitie tussen waterplanten en algen

In vijvers en meren staan ondergedoken waterplanten in directe competitie met het fytoplankton. Waterplanten zijn daarom in staat om onder bepaalde condities de groei van fytoplankton te onderdrukken (Scheffer et al. 1993). Bij een gelijke nutriëntenconcentratie zal de hoeveelheid algen stevast lager liggen in een systeem waar waterplanten een dichte vegetatie vormen dan in een systeem waar waterplanten afwezig zijn. Bij relatief lage nutriëntenconcentraties komen waterplanten doorgaans als overwinnaar uit de competitie met het fytoplankton. Bij een sterke eutrofiëring echter nemen de concentraties aan fytoplankton zo sterk toe dat waterplanten beschadwd worden. Hierdoor verdwijnen waterplanten en wint het fytoplankton de competitie. Eens fytoplankton de overhand heeft is het voor waterplanten vaak moeilijk om zich terug te vestigen aangezien waterplanten vaak afhankelijk zijn van licht om te kiemen en het water te troebel is door hoge concentraties aan fytoplankton. Daardoor blijven waterplanten vaak afwezig, ook al nemen nutriëntenconcentraties terug af tot een niveau waarbij vroeger wel waterplanten voorkwamen.

Verschillende mechanismen kunnen hierbij een rol spelen. Ten eerste bieden waterplanten het zoöplankton een goede schuilplaats voor planktivore vis (Schriver et al. 1995). Hierdoor kan zoöplankton hogere densiteiten bereiken en het fytoplankton dus ook efficiënter begrazen. Waterplanten zijn vooral een belangrijk refugium voor grote zoöplanktonsoorten, zoals watervlooien van het geslacht *Daphnia*. *Daphnia* is door zijn grootte relatief goed zichtbaar voor vis. Het feit dat het ook een trage zwemmer is maakt het zeer gevoelig voor vispredatie. *Daphnia* is een zeer efficiënte begrazer van fytoplankton, die een brede waaier aan algen kan opnemen en daarom goed in staat is algenbloeien te onderdrukken.

Vaak wordt de refugium-functie van waterplanten verondersteld een belangrijk mechanisme te zijn waarmee waterplanten algenbloeien onderdrukken. Waterplanten kunnen de groei van fytoplankton echter ook via andere mechanismen onderdrukken. Zo kunnen waterplanten een groot deel van de beschikbare nutriënten opslaan in hun biomassa, waardoor er minder nutriënten beschikbaar zijn voor fytoplankton (Van Donk et al. 1993). De reductie in nutriëntenconcentraties is zelden voldoende om de groei van alle fytoplankton onmogelijk te maken, maar ze kan wel de groei bemoeilijken van fytoplanktonsoorten die hoge nutriëntenconcentraties vereisen. Waterplanten scheiden ook chemische stoffen uit die de groei van fytoplankton onderdrukken (allelopathie, Gross 2003). Tenslotte zorgen waterplanten voor een verminderde turbulentie in de waterkolom. Aangezien vele fytoplanktonsoorten afhankelijk zijn van turbulentie om in suspensie te blijven zal hierdoor veel fytoplankton uit de waterkolom sedimenteren (Jones 1990). Terwijl waterplanten via het refugium-effect in staat zijn vrijwel alle fytoplanktonsoorten te onderdrukken is het effect van deze laatste drie mechanismen eerder afhankelijk van de soort fytoplankton. Daarom kan verwacht worden dat deze mechanismen veeleer een verschuiving in de fytoplanktongemeenschap veroorzaken dan een algemene daling van de fytoplanktonbiomassa. Ondanks het feit dat reeds veel onderzoek werd uitgevoerd naar de verschillende mechanismen waarmee waterplanten fytoplankton kunnen onderdrukken, is het relatief belang ervan in natuurlijke systemen slecht gekend.

Ondiepe meren

Ondiepe meren vormen het meest algemene type meren in laaggelegen gebieden zoals Vlaanderen en Nederland. Doordat laaggelegen gebieden vaak ook dichtbebouwd zijn en belangrijk zijn voor landbouw zijn vele van deze ondiepe meren sterk geëutrofeerd. Doordat de waterkolom van ondiepe meren voortdurend wordt gemengd door windgeïnduceerde golfslag en de activiteit van grote vissen, vindt er een intensieve interactie plaats tussen de waterkolom en de sedimenten, waarbij een groot deel van de nutriënten in het systeem permanent gerecycleerd wordt en ter beschikking komt van het fytoplankton. Dit is een groot verschil met diepe meren waar de diepere, nutriëntenrijke waterlagen tijdens de zomerperiode door een thermocline worden gescheiden van warmere en lichtrijkere maar nutriëntenarmere lagen aan de oppervlakte. Ondiepe meren zijn hierdoor relatief gevoelig voor eutrofiëring.

Waterplanten kunnen in ondiepe meren een belangrijke rol spelen in het onderdrukken van fytoplankton aangezien waterplanten in ondiepe meren de volledige bodem van het meer kunnen koloniseren. In diepe meren is de groei van waterplanten vaak beperkt tot een zone langs de oever van het meer, waardoor hun invloed op het volledige ecosysteem klein blijft. Ondiepe meren

kunnen helder of troebel zijn naargelang het relatieve belang van waterplanten of fytoplankton. Heldere ondiepe meren hebben een dichte waterplantenvegetatie en een lage fytoplanktonbiomassa - en daardoor helder water. Troebele ondiepe meren hebben een hoge fytoplanktonbiomassa - en daardoor troebel water - en geen waterplantenvegetatie (Scheffer et al. 1993).

Onderzoek in natuurlijke ondiepe meren

In het kader van een onderzoeksproject voor het Vlaams Impulsprogramma voor Natuurontwikkeling werd de regulatie van algenbloeien door waterplanten in natuurlijke ondiepe meren onderzocht (Muylaert et al. 2003, 2006). Hierbij werd onder andere het belang van het refugium-effect kritisch geëvalueerd. Hiervoor werden 4 ondiepe meren in twee natuurgebieden in Vlaanderen gedurende 2 jaar intensief opgevolgd (in 1998 en 1999). In de natuurgebieden De Blankaart en De Maten werden telkens twee meren geselecteerd met vergelijkbare nutriëntenconcentraties. In elk van de gebieden bevond telkens één van beide meren zich in een troebele toestand (Blankaart in De Blankaart en Vijver 12 in De Maten) terwijl de overige meren helder waren (Visvijver in De Blankaart en Vijver 13 in De Maten). De nutriëntenconcentraties - fosfor en stikstof - lagen ongeveer een grootteorde hoger in de meren in het natuurgebied De Blankaart dan in die van het natuurgebied De Maten. De concentratie opgelost stikstof bedroeg gemiddeld $6000 \mu\text{g l}^{-1}$ in Blankaart en $770 \mu\text{g l}^{-1}$ in Visvijver tegenover $138 \mu\text{g l}^{-1}$ in Maten 12 en $100 \mu\text{g l}^{-1}$ in Maten 13. De concentratie opgelost fosfaat bedroeg gemiddeld $177 \mu\text{g l}^{-1}$ in Blankaart en $465 \mu\text{g l}^{-1}$ in Visvijver tegenover $18 \mu\text{g l}^{-1}$ in Maten 12 en $43 \mu\text{g l}^{-1}$ in Maten 13. Nutriëntenconcentraties verschilden in de wintermaanden weinig tussen het heldere en het troebele meer.

Ondanks de gelijkaardige nutriëntenconcentraties had één van de twee meren in de twee natuurgebieden een dichte vegetatie van ondergedoken waterplanten (bedekking ongeveer 50 %, vooral kranswieren), een lage fytoplanktonbiomassa en een hoge transparantie van het water (bodembedekking gedurende het grootste deel van het jaar, of een Secchi-diepte van $> 95 \text{ cm}$ in Visvijver en $> 50 \text{ cm}$ in Maten 13). Het andere meer was daarentegen gekenmerkt door het ontbreken van een ondergedoken waterplantenvegetatie, maar had wel een hoge fytoplanktonbiomassa, met een substantieel aandeel van blauwalgen, en een lage waterhelderheid (Secchi diepte ongeveer 30 cm , wat overeenkomt met een derde van de gemiddelde diepte van de waterkolom). Het verschil in fytoplanktonbiomassa was vooral opvallend tijdens de zomermaanden, wanneer de waterplantenvegetatie het sterkst ontwikkelde was (Fig. 1). In de troebele meren werd een relatief hoge biomassa aan planktivore en benthivore vis waargenomen (kolblei, blankvoorn, rietvoorn, brasem, dwergmeerval), terwijl vis in de heldere meren een veel lagere biomassa had (Maten 13) of zelfs nagenoeg afwezig was (Visvijver).

Ondanks de hogere biomassa van planktivore vis en de afwezigheid van een waterplantenfugium was de biomassa van zoöplankton in het algemeen, en *Daphnia* in het bijzonder, ongeveer even hoog of zelfs hoger in de troebele dan in de heldere meren. Dit wijst erop dat bepaalde factoren compenseren voor de hogere predatiedruk van vis op zoöplankton in troebele meren. Deze compensatie kan bestaan uit een sterkere groei als gevolg van hogere voedselconcentraties. Anderzijds was de gemiddelde grootte van de *Daphnia*-soorten in de troebele meren relatief klein, waardoor predatie door vis wellicht lager was. Vissen zijn namelijk visuele predatoren die meer moeite hebben om op klein zoöplankton te foerageren, zeker in troebel water.

De graasdruk van het zoöplankton op het fytoplankton, geschat op basis van de verhouding van de zoöplankton- over de fytoplanktonbiomassa, was gemiddeld duidelijk hoger in de heldere dan in de troebele meren (Fig. 2). Vooral de graasdruk van *Daphnia* op fytoplankton was een stuk hoger in de heldere dan in de troebele meren. In de heldere meren bereikte *Daphnia* regelmatig een voldoende hoge dichtheid om dagelijkse groei van de fytoplanktonbiomassa weg te grazen. In de troebele meren was dit nooit het geval. Ander zoöplankton, bijvoorbeeld *Bosmina* of copepoden, bereikte weliswaar af en toe een hoge graasdruk op het fytoplankton in de troebele meren. Aangezien deze zoöplanktonsoorten slechts op het kleinere fytoplankton grazen zijn ze echter niet in staat om de totale fytoplanktonbiomassa te reguleren.

In de heldere meren oefende *Daphnia* vooral een hoge graasdruk uit op het fytoplankton in het voorjaar (Fig. 2). Wellicht zorgde *Daphnia* op die manier voor een helder-water-fase, een bekend fenomeen in ondiepe meren (Lampert et al. 1986). Deze helder-water-fase geeft waterplanten de kans om reeds vroeg in het voorjaar tot ontwikkeling te komen. Tijdens de zomerperiode daarentegen, wanneer de waterplantenvegetatie het sterkst ontwikkeld was, was de graasdruk van *Daphnia* op het fytoplankton vaak opvallend laag of was *Daphnia* zelfs gedurende langere periodes afwezig. Dit suggereert dat tijdens de zo-

merperiode andere factoren dan begrazing door *Daphnia* een rol speelden bij het onderdrukken van algenbloeien door waterplanten.

Andere mechanismen waarmee waterplanten fytoplankton kunnen reguleren beïnvloeden vaak bepaalde fytoplanktongroepen meer dan andere. Zo zal competitie voor nutriënten doorgaans in het nadeel zijn van grote fytoplanktonsoorten, doordat deze een lage oppervlak/volume ratio hebben en daardoor minder efficiënt zijn in het opnemen van opgeloste nutriënten. Aangezien grote partikels sneller sedimenteren dan kleine zal een door waterplanten veroorzaakte vermindering in turbulentie ook vooral negatief zijn voor grote fytoplanktonsoorten en minder voor kleinere of mobiele soorten. Allelopathische stoffen kunnen een sterke invloed hebben op sommige fytoplanktonsoorten terwijl andere soorten ongevoelig zijn. Mogelijk beïnvloeden waterplanten via mechanismen zoals competitie voor nutriënten, een verminderde turbulentie en allelopathische interacties veel meer de soortensamenstelling van het fytoplankton dan de biomassa ervan. De fytoplanktongemeenschap in de heldere meren was inderdaad sterk verschillend van die in de troebele meren, met een duidelijk belangrijker aandeel van kleine soorten in de heldere meren (Fig. 3). Vooral kleine flagellaten (zwemmende algen) en kleine zwevende soorten waren belangrijk in de heldere meren. Omdat de soortensamenstelling van het fytoplankton ook de begraasbaarheid van het fytoplankton door zoöplankton beïnvloedt, kunnen deze mechanismen echter wel een invloed uitoefenen op de biomassa van het fytoplankton. De kleine fytoplanktonsoorten van de heldere meren zijn net bijzonder gevoelig voor begrazing door zoöplankton, ook door andere zoöplanktongroepen dan *Daphnia*, zoals *Bosmina*, copepoden of protozoa zoals ciliaten. Daarom is het mogelijk dat tijdens de zomerperiode ander zoöplankton dan *Daphnia* instond voor het onder controle houden van de biomassa van het fytoplankton in de heldere meren. Dit kan wijzen op een synergetische wisselwerking tussen waterplanten en zoöplankton in de regulatie van fytoplankton, waarbij waterplanten de fytoplanktongemeenschap wijzigen zodat deze gemakkelijker begraasd kan worden door zoöplankton.

Fig. 1. Totale biomassa van fytoplankton in de vier bestudeerde ondiepe meren in de periode 1998-1999.

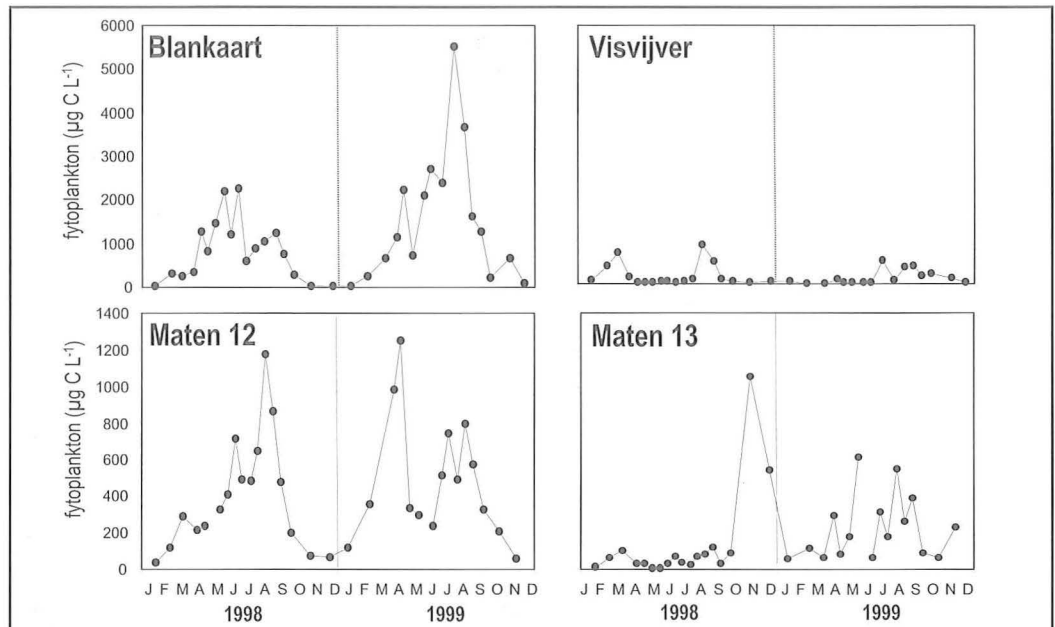


Fig. 2. Graasdruk van zoöplankton (opgedeeld in *Daphnia* en aanverwante soorten en andere zoöplanktongroepen) op fytoplankton in de vier bestudeerde ondiepe meren in de periode 1998-1999. De graasdruk werd geschat op basis van de verhouding in biomassa zoöplankton: fytoplankton en is uitgedrukt als het percentage van de fytoplanktonbiomassa dat per dag afgegraasd wordt.

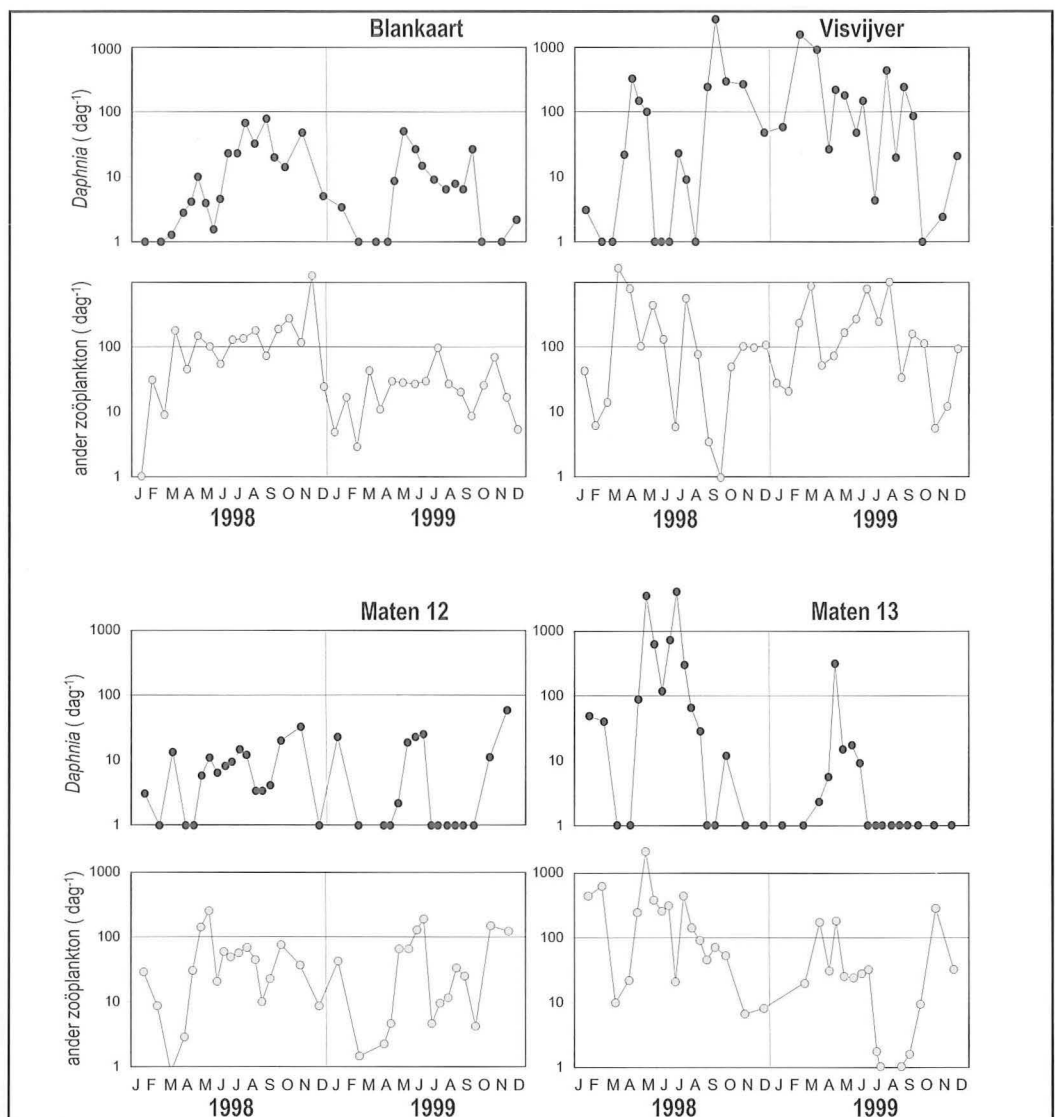
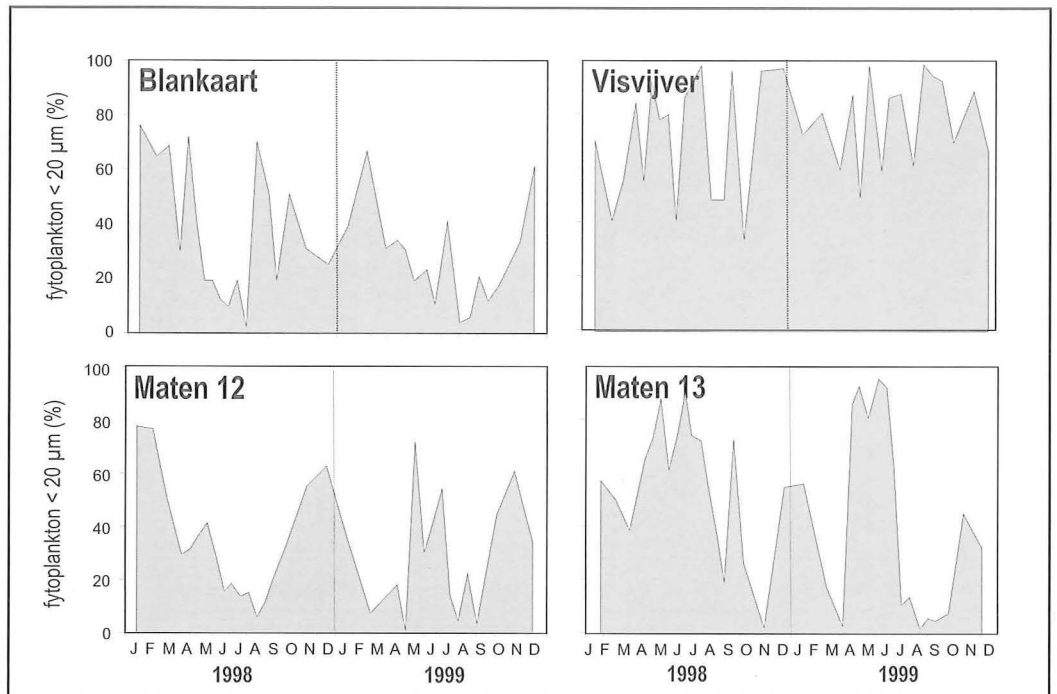


Fig. 3. Bijdrage van kleine ($< 20 \mu\text{m}$) fytoplanktonsoorten tot de totale fytoplanktonbiomassa in de vier bestudeerde meren in de periode 1998-1999.



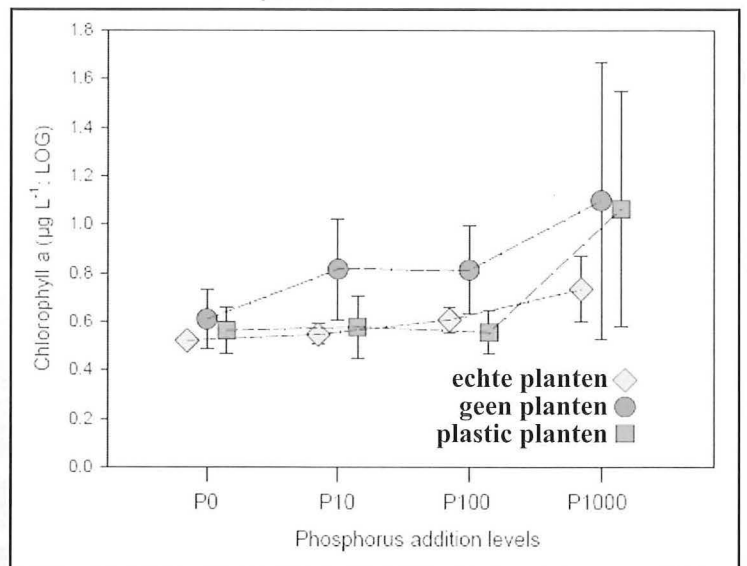
Regulatie van algenbloei door waterplanten in mesocosms

In de zomer van 2005 werd een mesocosmosexperiment uitgevoerd dat als doel had de invloed van eutrofiëring en waterplanten op de diversiteit van zoö- en fytoplankton te evalueren (Declerck et al. 2006, in druk). Het experiment liet echter ook toe de invloed van waterplanten op de biomassa en soortensamenstelling van het fytoplankton na te gaan. In het experiment werden 4 nutriëntenbehandelingen (1, 10, 100 tot $1000 \mu\text{g}$ toegevoegd fosfaat per liter water) gekruist met 3 waterplantenbehandelingen (geen waterplanten, plastic *Elodea* of echte *Elodea*). De mesocosmossen voor dit experiment bestonden uit kunststof tanks gevuld met 200 liter leidingwater waaraan nutriënten of waterplanten werden toegevoegd. Van elke nutriënten-waterplanten combinatie werden 5 replicate mesocosmossen opgezet, wat resulteerde in een totaal van 60 tanks. Aan de mesocosmossen werd een inoculum van fytoplankton en zoöplankton toegevoegd afkomstig uit verschillende ondiepe meren. De mesocosmossen bevatten geen vis, waardoor het refugium-effect geen rol speelde bij het veroorzaken van eventuele verschillen tussen behandelingen met en zonder waterplanten. De tanks werden gedurende ongeveer twee maanden opgevolgd. Aan het einde van deze periode werd de biomassa en soortensamenstelling van het

fytoplankton vergeleken tussen de verschillende behandelingen.

In de drie waterplantenbehandelingen nam de biomassa van het fytoplankton toe met de concentratie aan toegevoegd fosfaat (Fig. 4). Dit effect illustreert duidelijk de rol van nutriënten in het veroorzaken van algenbloei. Ook de diversiteit en soortensamenstelling van fytoplankton wijzigde onder invloed van de nutriëntenconcentratie. Bij hogere nutriëntenconcentraties nam de diversiteit (gemeten als de 'evenness' of de mate waarin verschillende fytoplanktongenera al of niet in gelijke mate vertegenwoordigd zijn) van de fytoplanktongemeenschap af omdat de

Fig. 4. De gemiddelde fytoplanktonbiomassa (gemeten als chlorofyll *a*, logaritmische schaal) voor de verschillende fosfaatiniveaus en de verschillende plantenbehandeling in het mesocosmosexperiment.



gemeenschap meer en meer door één geslacht, namelijk *Scenedesmus*, gedomineerd werd. *Scenedesmus* is een fytoplanktonsoort die relatief graasresistent is doordat die bij aanwezigheid van hoge concentraties aan zoöplankton kolonies kan gaan vormen. Deze kolonievorming leidt tot een toename van de effectieve grootte van deze algen, waardoor het voor het zoöplankton moeilijker wordt het fytoplankton te begrazen.

Over de verschillende fosfaatiniveaus was de fytoplanktonbiomassa significant lager in de behandelingen met waterplanten dan in de behandelingen zonder waterplanten (Fig. 4). Ook de soortensamenstelling van het fytoplankton werd beïnvloed in de aanwezigheid van echte waterplanten. Niet alleen echte waterplanten maar ook plastic waterplanten bleken een invloed uit te oefenen op het fytoplankton. Het effect van plastic waterplanten op de biomassa van fytoplankton was echter slechts significant bij fosfaatconcentraties van 1, 10 en 100 µg l⁻¹ toegevoegd fosfaat. Ook op de soortensamenstelling van het fytoplankton hadden plastic planten een significant effect.

Het effect van zowel echte als plastic planten op de biomassa en/of soortensamenstelling van het fytoplankton kan niet te wijten zijn aan het refugium-effect van zoöplankton aangezien geen vis aanwezig was in de mesocosmosen. De onderdrukking van de fytoplanktonbiomassa in de behandelingen met echte planten was daarom wellicht te wijten aan competitie voor nutriënten, allelopathische interacties of een verminderde turbulentie. Het feit dat ook plastic planten een invloed uitoefenden op de fytoplanktongemeenschap toont aan dat waterplanten ook door structureffecten de fytoplanktongemeenschap kunnen beïnvloeden. Plastic planten nemen geen nutriënten op of produceren geen allelopathische stoffen maar wijzigen wel net als echte planten de turbulentie in de waterkolom. Plastic planten vormen net als echte planten een substraat voor perifyton dat op zijn beurt in competitie kan gaan met het fytoplankton voor nutriënten.

Conclusies

Zowel de waarnemingen in natuurlijke systemen als de experimenten in artificiële mesocosmosen tonen aan dat waterplanten in staat zijn algenbloeien te onderdrukken over een vrij breed bereik aan nutriëntenconcentraties. Hierbij spelen duidelijk verschillende mechanismen een rol. De monitoringstudies wijzen erop dat zoöplankton dat gebruik maakt van waterplanten als refugium voor vispredatie een belangrijke rol speelt in het voorjaar. Andere mechanismen lijken belangrijker te zijn in de zomerperiode, wellicht competitie voor nutriënten of allelopathische interacties. De mesocosmosexperimenten toonden aan dat ook de structurele aanwezigheid van planten in de waterkolom een effect blijkt te hebben op fytoplankton, ofwel door een reductie van de turbulentie (met een verhoogde sedimentatie van

fytoplankton tot gevolg) ofwel door een substraat te bieden voor perifyton, dat in competitie kan gaan met fytoplankton voor nutriënten.

Dankwoord

Het hier voorgestelde veldwerk in het Blankaartdomein en De Maten werd uitgevoerd in het kader van het VLINA-project 97/03 ('Het herstel van natuurwaarden in stilstaande zoete wateren: onderzoek naar de structuur en het functioneren van de microbiële lus en de trofische cascade in enkele modelsystemen'). Wij danken Natuurpunt voor hun medewerking en de toestemming om ons onderzoek in hun natuurgebieden te mogen uitvoeren. S. Declerck is postdoctoraal onderzoeker bij het Fonds voor Wetenschappelijk Onderzoek – Vlaanderen (FWO-Vlaanderen).

Referenties

- CODD, G.A. (1995) Cyanobacterial toxins: Occurrence, properties and biological significance. *WATER SCIENCE & TECHNOLOGY* 32: 149-156.
- DECLERCK, S., M. VANDERSTUKKEN, A. PALS, K. MUYLAERT & L. DE MEESTER (in druk) Plankton diversity along a gradient of productivity and its mediation by macrophytes. *ECOLOGY* 88: 2199-2210
- GROSS, E.M. (2003) Allelopathy of aquatic autotrophs. *CRITICAL REVIEWS IN PLANT SCIENCES* 22: 313-339.
- GULATI, R.D. & E. VAN DONK (2002) Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-the-art review. *HYDROBIOLOGIA* 478: 73-106.
- JONES, R.C. (1990) The effect of submersed aquatic vegetation on phytoplankton and water quality in the tidal Potomac river. *JOURNAL OF FRESHWATER ECOLOGY* 5: 279-288.
- LAMPERT, W., FLECKNER, W., RAI, H., & TAYLOR, B.E. (1986) Phytoplankton control by grazing zooplankton – A study on the spring clear-water phase. *LIMNOLOGY & OCEANOGRAPHY* 31: 478-490.
- MUYLAERT K., S. DECLERCK, V. GEENENS, J. VAN WICHELEN, H. DEGANS, J. VANDEKERKHOVE, K. VAN DER GUCHT, N. VLOEMANS, W. ROMMENS, D. REJAS, R. URRUTIA, K. SABBE, M. GILLIS, K. DECLEER, L. DE MEESTER & W. VYVERMAN (2003). Zooplankton, phytoplankton and the microbial food web in two turbid and two clearwater shallow lakes in Belgium. *AQUATIC ECOLOGY* 37: 137-150.
- MUYLAERT, K., S. DECLERCK, J. VAN WICHELEN, L. DE MEESTER & W. VYVERMAN (2006) An

evaluation of the role of daphnids in controlling phytoplankton biomass in clear water versus turbid shallow lakes. *LIMNOLOGICA* 36: 69-78.

SCHEFFER, M., HOSPER, S.H., MEIJER, M.L., MOSS, B. & JEPPESEN, E. (1993) Alternative equilibria in shallow lakes. *TRENDS IN ECOLOGY & EVOLUTION* 8: 275-279.

SCHRIVER, P., BOGESTRAND, J., JEPPESEN, E. & SONDERGAARD, M. (1995) Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton-phytoplankton interactions - large-scale enclosure experiments in a shallow eutrophic lake. *FRESHWATER BIOLOGY* 33: 255-270.

VAN DONK, E., GULATI, R.D., IEDEMA, A. & MEULEMANS, J.T. (1993) macrophyte-related shifts in the nitrogen and phosphorus contents of the different trophic levels in a biomanipulated shallow lake. *HYDROBIOLOGIA* 251: 19-26.

*K. Muylaert¹,
S. Declerck²,
M. Vanderstukken¹,
J. Van Wichelen³,
L. De Meester² en
W. Vyverman³*

*¹ K.U.Leuven – Campus Kortrijk, Lab. Biologie
E. Sabbelaan 53, B-8500 Kortrijk
Tel: +32 56 24 62 83
Fax: +32 56 24 69 99*

² K.U.Leuven, Lab. Aquatische Ecologie

³ UGent, Lab. Protistologie & Aquatische Ecologie

Herstel van stilstaande wateren in Vlaanderen

Een aanzienlijke meerderheid van onze stilstaande wateren vertoont belangrijke dysfuncties waardoor natuurwaarden beperkt blijven en kwaliteitsdoelstellingen niet gerealiseerd worden. De jongste decennia zijn in Vlaanderen reeds bij meer dan 200 stilstaande wateren, poelen niet inbegrepen, een of meerdere maatregelen genomen met het oog op ecologisch herstel. Dit overzicht belicht de genomen initiatieven en gaat kort in op enkele mogelijke knelpunten, met name de opvolging en beoordeling van genomen maatregelen, alsook de duurzaamheid van behaalde resultaten. Dit leidt tot de vaststelling dat een meer onderbouwde en gestructureerde opvolging verder gestimuleerd dient te worden, terwijl een opmerkelijke verbetering van de algemene milieukwaliteit een initiële voorwaarde blijft voor duurzaam herstel.

Inleiding

Een degelijk beeld van de ecologische kwaliteit van stilstaande wateren in Vlaanderen, zowel vanuit het oogpunt van hun ecologisch functioneren als wat biodiversiteitsaspecten betreft, kan moeilijk geschetst worden. Een voorzichtige interpretatie van de Biologische Waarderingskaart, de enige gebiedsdekkende informatiebron die echter hooguit een beoordeling van het algemene vegetatieaspect toelaat, geeft echter aan dat deze bij minstens 95 % te wensen over laat. Ook meer specifieke gegevens uit de voorbije jaren, die zich moeilijker tot veralgemening lenen, wijzen er op dat een overgrote meerderheid duidelijk toe is aan enige vorm van ecologisch herstel (zie bijvoorbeeld Denys 2001; Schneiders & Ronse 2007). Om dit proces efficiënt te kunnen sturen is een regelmatige doorlichting wenselijk van de activiteiten die op dit vlak ontplooid worden, alsook van de behaalde resultaten. Een eerste initiatief hiertoe is genomen door Van Uytvanck & Decler (2004), die een dertigtal projecten beschrijven waarbij effectief sprake is van een poging tot ecologisch herstel (*sensu* SER 2004; een meer natuurvriendelijke inrichting, milderende maatregelen, of een *de novo* creatie, die niet het herstel van een ter plaatse verloren gegane toestand beoogt, worden niet tot deze vorm van natuurontwikkeling gerekend). In deze bijdrage wordt getracht dit beeld te actualiseren en te vervolledigen, waarbij kort ingegaan wordt op een drietal aspecten: de aard van de genomen

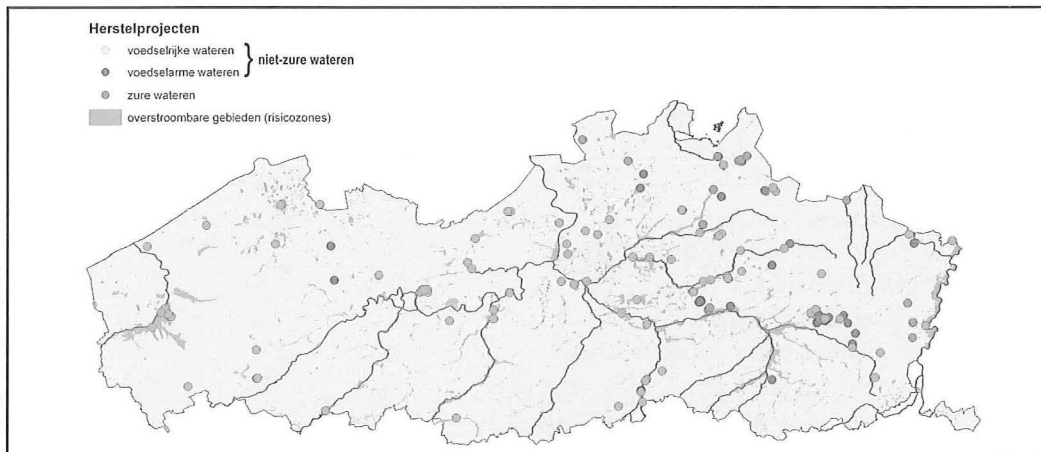
initiatieven, de wijze waarop de resultaten worden opgevolgd en de algemene perspectieven op succes.

Initiatieven

Uit een gerichte bevraging van betrokken instanties en verenigingen en diverse beschikbare bronnen blijkt dat in Vlaanderen reeds bij minstens 211 stilstaande wateren, met een oppervlakte van minstens 50 m², een poging tot ecologisch herstel is uitgevoerd. Daarnaast tellen we ook meerdere tientallen realisaties die betrekking hebben op wateren met kleinere afmetingen; deze blijven hier buiten beschouwing omdat het overzicht nog te onvolledig lijkt. Zowel NGO's (ondermeer Natuurpunt, Regionale Landschappen, ...; 56 %), als regionale overheid (Agentschap Natuur & Bos; 26 %) zijn belangrijke initiatiefnemers; niet te verwaarlozen zijn, bijvoorbeeld, ook de activiteiten die bepaalde provincies sinds kort ontplooiën op het vlak van exotenbestrijding. Co-financiering vanwege de EU heeft daarbij zowel meer omvangrijke, als inhoudelijk beter onderbouwde, projecten mogelijk gemaakt.

Tot nu toe blijven herstelingsrepen beperkt tot louter ondiepe wateren. In het merendeel van de gevallen gaat de aandacht naar niet-zure en eerder voedselrijke systemen, die vooral in alluviale gebieden gelegen zijn (Figuur 1). Dat de regio Leie-Bovenschede-Dender hierbij wat minder

Figuur 1. Situering van stilstaande wateren (enkel > 50 m²) waaraan herstelingsrepen zijn uitgevoerd in Vlaanderen.



bedeeld is, heeft vooral te maken met het prime-
ren van hengelrecreatie op de natuurfunctie in
de beheersdoelstellingen. In de Kempen worden
in belangrijke mate ook voedselarmere plassen
en vijvers onder handen genomen; zure wateren
vertegenwoordigen echter minder dan 10 % van
het totale aantal.

Ingrepen

Het repertorium aan ingrepen omvat 27 verschil-
lende maatregelen, waarvan er dikwijls meerdere
worden gecombineerd. Het verwijderen van vis en
oeveropslag zijn het meest in trek, maar ook tot
het heraanleggen van de oeverzone en uitdiepen
wordt vaak overgegaan (Tabel 1). Voor sommige
ingrepen verschilt de uitvoeringsfrequentie al
naargelang van de aard van het systeem (bijv.
afvissen, exotenbestrijding, tijdelijk droogzetten).
Bij andere, zoals het vrijmaken van de oevers, of
het opzetten van de waterstand, wordt de nood-
zaak overal in gelijke mate gevoeld.

Bij meer dan 40 % van de gedane ingrepen zal
vooral een effect op, vanuit de oeverzone en
het water zelf (rechtstreeks door een verminderd
nutriëntenaanbod, of onrechtstreeks door ver-
sterking van positieve terugkoppelingen op het
doorzicht) aangestuurde, eutrofiëringsverschijn-
selen verwacht mogen worden. Het tegengaan
van successie, structuurherstel, ondersteuning of
initiatie van ecologische processen (bijv. door het
aanplanten van helofyten) en exotenbestrijding
zijn elk goed voor 11 tot 14 % van alle maatre-
gelen; wijziging van de hydrologische toestand
is iets minder populair (8 %). Algemene drukken
van buitenaf, i.c. de aanvoer van verontreinig-
ende stoffen (incl. nutriënten), worden maar
heel zelden dicht bij de bron aangepakt. De
schaal, zowel ruimtelijk als financieel, waarop de
uitvoerder vat heeft speelt hier duidelijk in mee.
Wellicht ook vanwege de grotere vertrouwdheid
en pragmatische of esthetische overwegingen,
wordt vooral getracht veranderingen teweeg te
brengen door in te grijpen op de in het water
aanwezige biota (33 %), of door de oevers aan

te pakken (27 %). Minder vaak worden waterpeil
of -aanvoer gestuurd (15 %), veranderingen in het
omgevend landgebruik aangebracht (10 %, incl.
rooien van bos), of wordt er sediment verwijderd
(10 %). De watersamenstelling zelf wordt zelden
gemanipuleerd (2 %) en reconstructie van 'ver-
dwenen' wateren komt nauwelijks voor, alhoewel
een van de grootste projecten qua oppervlak,
nl. het Vinne te Zoutleeuw (ca. 65 ha water),
hieronder ressorteert.

Behaalde resultaten en opvolging

De behaalde resultaten kunnen in dit bestek
enkel summier en zonder differentiatie naar de
projectspecifieke doelstellingen geschetst worden.
Bijna de helft van alle herstelpogingen wordt als
geslaagd ervaren; slechts ca. 15 % had niet het
gewenste resultaat, terwijl bij 38 % hier onduide-
lijkheid over bestaat. Bij eerder voedselrijke, niet-
zure wateren loopt het aandeel falen op tot ca.
1 op 5, bij de voedselarmere niet-zure systemen
geldt dit voor slechts 4 %. Sommige ingrepen wor-
den als veel succesvoller beschouwd dan andere,
met tijdelijk aflaten (100 %) en peilverhoging (70
) als uitschieters in positieve zin en het uitzetten
van roofvis (26 %), of het bestrijden van neofyten
(23 %), als maatregelen waaraan het minst vaak
een gunstig effect toegeschreven kan worden. Al
te vaak bestaat hierover echter nog geen duide-
lijkheid, hetzij omdat de ingrepen pas zeer kort
geleden zijn uitgevoerd, dan wel omdat er geen
informatie over het (afzonderlijke) effect beschik-
baar is, vanwege het samenspel van meerdere
ingrepen, minder opvallende gevolgen, of het
ontbreken van opvolging. Het meest uitgesproken
is dit het geval bij oeverherprofilering, bepoting
met roofvis en neofytenbestrijding. Desalniettemin
geven afvissing en bestrijding van exotische fauna
blijkbaar vrij vaak, respectievelijk bij 26 en 29 %
van de pogingen, minder resultaat dan verwacht.
Zowel technische complicaties bij de uitvoering,
als snelle (al dan niet autonome) herpopulatie zijn
hierbij gekende problemen.

Bij slechts 8 % van de wateren is er voor de her-

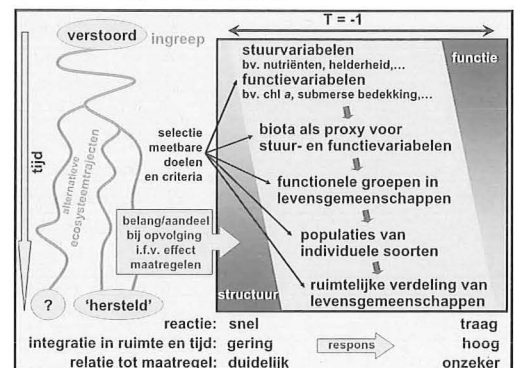
Tabel 1. Aandeel van de 10 maatregelen die het vaakst genomen worden en van alle overige samen, op het totaal van alle uitgevoerde ingrepen (N=687) en hun fre-
quentie per watertype (%).

maatregel	alle wateren	± zuur, voedselarm	niet-zuur, eerder voedselarm	niet-zuur, eerder voedselrijk
afvissen	12	6	12	13
verwijderen van opslag op oevers	12	11	12	12
verwijderen van sediment	10	15	8	12
oeverprofiel wijzigen	9	17	7	10
kappen van bos	8	9	6	10
bepoten met roofvis	7	4	10	5
verwijderen van exotische fauna	7	-	9	5
tijdelijk aflaten	6	-	10	3
waterpeil verhogen	5	4	6	5
verwijderen van exotische flora	4	-	-	10
overige (o.a. verhogen buffercapaciteit)	19	34	20	16

stelpoging nader onderzoek uitgevoerd. Over de manier waarop de ingrepen worden opgevolgd is er zeer vaak weinig duidelijkheid (59 %!). In vele gevallen lijkt dit te maken hebben met het effectief ontbreken van enige monitoring, of met het vaak informele of *ad hoc* karakter hiervan (in het kader van specifieke studies, waarnemingen op vrijwillige basis, ...). Bij de 86 wateren waarvan de post-evaluatie beter gedocumenteerd is, wordt meestal wel een meervoudige herhaling voorzien (84 %); bij 12 % gebeurt dit slechts eenmalig en bij 5 % in het geheel niet. Bij de opvolging ligt de focus vrijwel steeds op 'aaiabare' biotische aspecten (vegetatie, vogels, libellen,...). Slechts bij uitzondering (13 %) is er enige aandacht geweest voor abiotische effecten (bijv. nutriënten), of andere variabelen die fundamentele aspecten van de werking van het aquatisch systeem belichten (doorzicht, submerse vegetatiebedekking,...), maar waarvan het opmeten enige techniciteit, routinematige herhaling, of financiële inbreng veronderstellen. Hoewel deze aandacht voor het 'eindresultaat' niet onverwacht of ongepast is, dient men toch in vraag te stellen in hoeverre dit de gepaste informatie zal geven om, waar nodig, het herstelproces tijdig bij te sturen en duidelijkheid te verschaffen over de effectiviteit van de geleverde inspanningen. Het omschrijven van meetbare doelstellingen – een essentieel uitgangspunt voor een eenduidige evaluatie (van der Molen & Boers 1999) – blijkt daarbij een hekel punt te zijn. Hopelijk kan de meer concrete invulling van de voorwaarden voor een goede ecologische toestand of potentiële, conform de Europese Kaderrichtlijn Water – die als algemene 'basisnormen' voor een succesvol herstel opgevat mogen worden – in de toekomst hierin verandering brengen. Meer aandacht is alleszins wenselijk voor systeemspecifieke doelen, die getoetst kunnen worden met een pragmatische, maar uitgebalanceerde, selectie van zowel op functie als structuur gerichte variabelen. Figuur 2 tracht een algemeen leidraad hiervoor te schetsen. Hierbij zijn de voornaamste soorten variabelen aangegeven die bij herstelmonitoring aan bod kunnen komen. De eigenlijke stuur- en functievariabelen vinden we daarbij op het basisniveau. Een vertaling naar de effecten op het vlak van de biota zelf is mogelijk als de levensgemeenschappen toelaten om waarden voor dergelijke variabelen op betrouwbare en accurate wijze te schatten, bijvoorbeeld door gebruik te maken van ijkmodellen (cf. Denys 2006, 2007). Op al een meer algemeen niveau kan naar de vertegenwoordiging van functionele groepen gekeken worden, om vervolgens aan de populatiegrootte van individuele soorten aandacht te schenken en tot slot ook ruimtelijke verhoudingen van gestructureerde levensgemeenschappen (bijv. vegetatietypen) in overweging te nemen. Responskenmerken (reactiesnelheid, mate van ruimtelijke en temporele integratie, eenduidigheid van relatie tot ingreep,...) zijn een belangrijk element bij de keuze van geschikte variabelen en zullen ook hun plaats in het monitoringgebeuren en de noodzakelijke waarnemingsfrequentie bepalen. Zo is het, bijvoorbeeld, evident dat kort

na een ingreep om eutrofiëring terug te dringen, veranderingen in nutriënten- of fytoplanktonconcentraties meer zullen vertellen over het eigenlijke resultaat, dan de aangroei van de populatie van een bepaalde libellensoort... Na verloop van tijd kan dit laatste dan weer wel indicatief zijn voor de mate dat het systeem meer in het algemeen en in samenhang met zijn omgeving aan intrinsieke kwaliteit gewonnen heeft. In dit verband is het wel opportuun om te waarschuwen voor al te veel 'ecologisch determinisme', bijzonder waar het verwachtingen omtrent specifieke soorten betreft (cf. Moss 2007).

Figuur 2. Bij de monitoring van herstelmaatregelen is er aandacht nodig voor variabelen die toelaten om zowel de functionele, als de structurele integriteit van het systeem te beoordelen op basis van vooropgestelde streefwaarden. Responskarakteristieken, uitvoerbaarheid en kennis van referentiewaarden zijn belangrijke criteria bij de keuze van geschikte variabelen. Naarmate het herstelproces vordert kan de klemtoon wijzigen naar andere kenmerken, maar bij de beschrijving van de uitgangssituatie ($T = -1$) dient al rekening gehouden te worden met de latere opvolging. In Vlaanderen is de aandacht vrij eenzijdig gericht op, minder goed voorspelbare, biotische kenmerken die pas na geruim verloop van tijd toelaten om het herstelproces te evalueren.



Perspectieven voor succes

Teneinde de kansen op succesvol herstel en een optimale keuze van ingrepen voor een bepaald water goed in te kunnen schatten is een gevalspectifieke analyse van probleem, toestand en mogelijkheden nodig. Dit hoeft daarom geen jaren vooronderzoek te vergen, waarbij alle mogelijke aspecten van het ecosysteem onder de loupe genomen worden. Een bruikbare indruk kan in vele gevallen reeds op basis van vrij beperkte basisgegevens verkregen worden (zie bijv. <http://www.shallowlakes.net/handboek/analyse/berekenen.html>). Uit ervaringen in het verleden is voldoende lering getrokken dat studiewerk, zeker bij wat meer omvangrijke projecten, ruim vooraf dient te gaan aan de uitvoering van herstelmaatregelen.

Meer algemeen kunnen zgn. 'drempels' voor duurzaam behoud en herstel als leidraad in overweging genomen worden. Hierbij wordt er van uitgegaan dat het degradatie- en het herstelproces niet geleidelijk, maar sprongsgewijs gebeuren in relatie tot het overschrijden van abiotische of biotische drempelwaarden – in werkelijkheid eerder brede 'zones', gezien de sterke variatie in omstandigheden. Gezien duurzaamheid van het resultaat een voorname eigenschap van geslaagd

herstel is, mogen de drempelwaarden hiervoor (de draagkracht) achteraf niet overschreden worden in die mate dat dit de natuurlijke veerkracht te boven gaat. Anders blijft herhaald ingrijpen onafwendbaar, wat enkel te verantwoorden lijkt als het om een voortzetting van een traditionele en zowel praktisch als financieel haalbare beheersvorm gaat. Voor de ontwikkeling van bijv. submerse vegetatie, die in ondiepe wateren vaak een fundamentele rol voor de ecologische toestand speelt, zijn totaalfosforconcentraties van meer dan 100-150 $\mu\text{g.l}^{-1}$ en densiteiten van planktivore en benthivore vis boven 200 kg.ha^{-1} bekende gevaarzones. Herstel blijft echter evenzeer in vele gevallen achterwege bij te hoge waarden aan nutriënten of wanneer de biomassa van probleemvissoorten onvoldoende verlaagd wordt. Door terugkoppelingsmechanismen zijn de drempelwaarden voor goede herstelkansen bovendien vaak scherper dan deze voor duurzaam behoud. In deze optiek is het, vermits vele herstelprojecten van stilstaande wateren binnen de invloedsfeer van het stromende oppervlaktewater gebeuren, zinvol om de nutriëntentoestand van Vlaamse waterlopen even onder de loupe te nemen als voorbeeld. Wanneer de VMM-gegevens voor de periode 2000-2005 samen gelegd worden, blijkt dat op slechts 1,7 % van de 1893 meetplaatsen waar totaalfosfor gemeten is, de mediaanwaarde minder dan 100 $\mu\text{g.l}^{-1}$ en bij 6,7 % minder dan 150 $\mu\text{g.l}^{-1}$ bedraagt. Ruwweg betekent dit dat overal elders een regelmatige toevoer van rivierwater op zijn minst het herstel van zelfs voedselrijke plassen mogelijk al kan hypothekeren (zie bijv. Jeppesen et al. 2000). Wanneer ook de 851 aanvullende meetplaatsen voor orthofosfaatfosfor, waarbij kleinere waterlopen sterker vertegenwoordigd zijn, inbegrepen worden en hiervoor een 'drempel' van 70, resp. 100 $\mu\text{g.l}^{-1}$, gesteld wordt (ruwweg de overeenkomstige waarden bij regressie met totaalfosfor in Vlaamse waterlopen), neemt dit aandeel toe tot een magere 12,6 à 18,5 %. Het is evenwel enkel in de Kempen en bij enige bronbeekjes in de leemstreek dat de situatie op dit vlak nog relatief gunstig lijkt. In valleigebieden met een sterkere eutrofiëeringsdruk blijven de beste perspectieven op herstel voor wateren die niet gekenmerkt worden door een permanent open afvoer en een zeer korte verblijftijd, bijgevolg beperkt tot de meest 'geïsoleerde' systemen.

Ook wat de maatregelen zelf betreft kunnen systeemkenmerken vaak als algemene leidraad voor hun potentiële inzetbaarheid gelden. Zo is, bijvoorbeeld, de kans op succes van visstandbeheer bij geëutrofiëerde plassen in een alluviaal systeem afhankelijk van de hydrologische dynamiek en de kwestie of nutriënten vooral uit externe dan wel interne bronnen aangeleverd worden, alsook van meer plaatselijke karakteristieken als waterkwaliteit, de sterkte van 'top down' effecten en de mogelijkheden voor hervestiging van submerse vegetatie (Angeler et al. 2003). Ook hier zal grotere connectiviteit de kansen op herstel veeleer beperken en kan zelfs combinatie met 'hardere' *in situ* ingrepen, zoals slibverwijdering,

weinig soelaas brengen bij afwezigheid van bron-gerichte maatregelen die het hele watersysteem omvatten.

Besluit

Dit overzicht maakt geen aanspraak op volledigheid en evenzeer is nadere informatie nodig om meer klaarheid te scheppen over bepaalde aspecten; lopende of geplande activiteiten komen hier niet aan bod. Het is echter duidelijk dat er ook in Vlaanderen een levendige en gezien het recente karakter van vele initiatieven, toenemende belangstelling voor het herstel van stilstaande wateren bestaat.

Uit de diversiteit aan uitgevoerde maatregelen kan opgemaakt worden dat de algemene krijtlijnen en mogelijkheden voor het herstel van stilstaande wateren inmiddels in Vlaanderen gemeengoed geworden zijn. Dit neemt echter niet weg dat we hier met een permanent leerproces en een mogelijke bron van verdere inzichten in de werking en sturing van zoetwaterecosystemen te maken hebben. Uitzonderingen op de regel en mislukte pogingen zijn daarbij vaak leerzamer dan succesvolle projecten, waarbij alles naar verwachting gebeurt: ze verdienen evenzeer gedocumenteerd en geanalyseerd te worden. Hoewel er bij bepaalde nieuwe initiatieven (bijvoorbeeld vanwege de Vlaamse Landmaatschappij) van een kentering sprake lijkt te zijn, wordt er aan monitoring en evaluatie van herstelprojecten echter nog onvoldoende aandacht besteed. Er is bijgevolg nood aan een doorlopende centrale registratie en een gestructureerde opvolging van herstelmaatregelen. De middelen en modaliteiten hiervoor dienen reeds voor de uitvoering verzekerd te worden, zodat ook de beschrijving van de uitgangssituatie afgestemd is op de latere herstelmonitoring. Gezien de techniciteit van de materie, de snelle ontwikkelingen terzake en het brede draagvlak, valt te overwegen of een uit wetenschappers en ervaringsdeskundigen samengestelde adviesstructuur geen goede zaak zou zijn om in concrete gevallen tot een meer optimale afweging van mogelijkheden en informatiebehoeften te komen.

Naast de uitvoering van monitoring, verdient ook de reflectie rond lokale en regionale doelstellingen verdere concretisering. Hierbij zal, op zijn minst, gekeken moeten worden naar de biologische kwaliteitsdoelen die voor een goede ecologische toestand of potentieel bereikt dienen te worden. Het is nu reeds duidelijk dat sommige projecten, die nu als 'geslaagd' beschouwd worden, deze lakmoesproef – meer bijzonder wat de vereisten op het vlak van soortensamenstelling betreft – niet zullen doorstaan. Zowel milieudoelstellingen als uitvoeringsplannen (incl. bekkenbeheerplannen) dienen voldoende rekening te houden met de randvoorwaarden voor een effectief herstel van stilstaande wateren.

De actuele Vlaamse situatie is, wat de intensiteit van verschillende drukken betreft (verontreiniging,

belemmering van dispersie, invasieve soorten,...), zeker niet ideaal voor een duurzaam herstel, zodat de actuele kansrijkdom alle aandacht verdient. Voor een al te starre focus op sterker geïsoleerde systemen valt echter te waarschuwen. Welliswaar is de slaagkans bij een kleinschalige aanpak hier soms hoger, maar een meer geïntegreerde benadering van 'watersystemen' in hun totaliteit mag daarbij niet buiten spel gezet worden. Ook het gemakshalve omvormen naar meer 'controleerbare' situaties, is enkel een optie indien permanente controle en sturing achteraf verzekerd kunnen worden. Herstel is niet enkel de verantwoordelijkheid van gebiedsbeheerders, maar van alle stakeholders in het water- en natuurbeleid. Net zoals "fortress conservation" geen afdoende garanties biedt voor de instandhouding van natuurwaarden en ecosysteemfuncties van stilstaande wateren (Moss 2000), is duurzaam herstel niet te realiseren indien de algemene milieukwaliteit te kort schiet en externe bedreigingen reëel blijven.

Dankwoord

Graag dank ik al diegenen die informatie aanleverden omtrent in Vlaanderen uitgevoerde herstelmaatregelen, alsook A. Schneiders, K. Van Looy en bijzonder J. Packet voor hun gewaardeerde bijdragen en commentaren.

Referenties

Angeler, D.G., Chow-Fraser, P., Hanson, M.A., Sánchez-Carrillo, S. & Zimmer, K.D. (2003), Bio-manipulation: a useful tool for freshwater wetland mitigation? *Freshwater Biology* 48: 2203-2213.

Denys, L. (2001), Stilstaande zoete wateren. In: Kuijken, E., Boeye, D., De Bruyn, L., De Roo, K., Dumortier, M., Peymen, J., Schneiders, A., van Straaten, D. & Weyembergh, G. (red.), *Natuurrapport 2001. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid*. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 18: 79-87.

Denys, L. (2006), Calibration of littoral diatoms to water-chemistry variables in standing freshwaters of lower Belgium (Flanders): inference models for sediment assemblages from historical samples. *Journal of Paleolimnology* 35: 763-787.

Denys, L. (2007), Water-chemistry transfer functions for epiphytic diatoms in standing freshwaters and a comparison with models based on littoral sediment assemblages (Flanders, Belgium). *Journal of Paleolimnology* 38: 97-116.

Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Lauridsen, T. & Landkildehus, F. (2000), Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology* 45: 201-213.

Moss, B. (2000), Biodiversity in fresh waters – an issue of species preservation or ecosystem functioning? *Environmental Conservation* 27: 1-4.

Moss, B. (2007), Shallow lakes, the water framework directive and life. What should it be all about? *Hydrobiologia* 584: 381-394.

SER – Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group (2004), *The SER international primer on ecological restoration*. www.ser.org & Society for Ecological Restoration International, Tucson.

Schneiders, A. & Ronse, A. (2007, in voorbereiding), Vermesting aquatische natuur. In: Dumortier, M., De Bruyn, L., Hens, M., Peymen, J., Schneiders, A., Van Daele, T., Van Reeth, W. & Van Weyembergh, G. (2007), *Natuurrapport 2007. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid*. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

van der Molen, D.T. & Boers, P.C.M. (1999), Eutrophication control in the Netherlands. *Hydrobiologia* 395/396: 403-409.

Van Uytvanck, J. & Declerck, K. (2004), *Natuurontwikkeling in Vlaanderen. Een stand van zaken en vuistregels voor de praktijk*. Rapport Instituut voor Natuurbehoud 2004.03, Brussel.

L. Denys
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek,
Kliniekstraat 25, B-1070 Brussel
e-mail: luc.denys@inbo.be
telefoon: 02 558 18 38
fax: 02 558 18 05

Vennen in de Antwerpse Noorderkempen: perspectieven op potenties

De verwachtingen bij venherstel zijn in Vlaanderen doorgaans vrij uniform. We tonen aan dat, ook in eenzelfde ecoregio, niet onaanzienlijke streekgebonden verschillen in 'natuurlijke' referentieomstandigheden optreden, die bij het bepalen van gewenste en potentiële veranderingen in rekening te brengen zijn. Streefdoelen worden best niet louter op anekdotische vegetatiegegevens gestoeld, maar op een zo breed mogelijke basis, met aandacht voor zowel historische als actuele analogen en systeemkennis op lokaal, landschaps- en regionaal niveau. Tot slot geven we aan hoe het uitvoeren van herstelmaatregelen aan vennen geplaatst kan worden in de doelstellingen van de Europese Kaderrichtlijn Water.

Inleiding

Vennen, ondiepe plassen met zwak gebufferd en voedselarm water in (voormalige) heide- en veengebieden, behoren in Vlaanderen ogenschijnlijk tot de meest 'natuurlijke' van onze oppervlaktewateren. Dit is, helaas, vaak enkel schijn, niet alleen omdat ze door hun kenmerkende watersamenstelling en hydrologie erg kwetsbaar zijn voor verdroging, verzuring en eutrofiëring, maar vooral vanwege de intensiteit van menselijke drukken waaraan ze blootstaan. Ook in Vlaanderen wordt daarom meer en meer getracht vennen te 'herstellen'. De ingrepen die daarvoor gebeuren, ook wel 'effectgerichte maatregelen' genoemd, verschillen al naargelang de mate waarin ze het aanwezige venecosysteem veranderen. Zo zijn er maatregelen die in de eerste plaats gericht zijn op de waterkwantiteit en bijvoorbeeld waterstanden en -schommelingen willen sturen. Andere hebben eerder betrekking op de waterkwaliteit en trachten deze direct of indirect te beïnvloeden. In veel gevallen staan het fijnregelen van het contact met 'systeemvreemd' oppervlakte- of grondwater (om bijvoorbeeld buffering mogelijk te maken of eutrofiëring te voorkomen), of het verminderen van de aanvoer van verzurende of eutrofiërende stoffen vanuit andere externe bronnen, hierbij centraal. Tenslotte zijn er ingrepen die meer gericht zijn op het hele vensysteem en de kwaliteit van het water, tezamen met het substraat en de vorm van het ven willen verbeteren of herstellen. De keuze voor een bepaald scenario is afhankelijk van de huidige toestand (zowel fysisch-chemisch als biotisch) waarin het ven verkeert, van de (gekende) beïnvloedende factoren en processen die men wil sturen en van de toestand die men nastreeft, het **doel**.

In Vlaanderen worden voor vennen doorgaans louter biotische doelstellingen vooropgesteld en meer in het bijzonder de Natura 2000 habitats 3110 'mineraalarme oligotrofe wateren van de Atlantische zandvlakten (*Littorelletalia uniflorae*)' en 3130 'oligotrofe tot mesotrofe stilstaande wateren met vegetatie behorend tot het *Littorelletalia uniflorae* en/of *Isoëto-Nanojuncetea*' (zie Sterckx et al. 2007). In dit artikel worden hierbij enkele kanttekeningen gemaakt.

Benaderingen voor het afleiden van doelstellingen

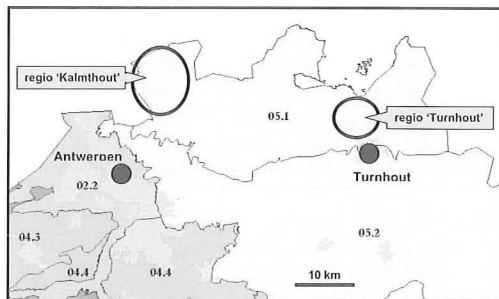
Doelstellingen worden meestal gebaseerd op een bepaalde referentietoestand – een geheel van abiotische omstandigheden en hierbij optredende biotische kenmerken – die men voor ogen heeft. Die toestand kan geografisch geïnspireerd zijn – in de ruime omgeving of een bepaalde streek liggen nog vennen met de gewenste eigenschappen. De zgn. ecoregio's (Couvreur et al. 2004), gebieden die verondersteld worden vrij homogeen te zijn wat bepalende omgevingsvoorwaarden, historiek en levensgemeenschappen betreft, zijn dan, bijvoorbeeld, een mogelijk uitgangspunt. Of men kan uitgaan van de *landschapspositie* en de chorologische relaties van het ven. Klassiek wordt dit gedaan in relatie tot het reliëf, waarbij in een beekdal andere verwachtingen gekoesterd zullen worden dan op de valleiflank, of het nog hoger gelegen interfluvium (Brouwer et al. 1996). Ook kan het een *historische referentie* betreffen – men wil terug naar een gekende, voormalige, toestand van het ven. In een *typologische benadering*, kunnen de voorgaande mogelijkheden ook, in meer of mindere mate, met elkaar geïntegreerd worden om tot een veralgemeend referentieconcept te komen. Het huidige ven wordt dan, met het oog op specifieke toepassingen – in dit geval dan natuurherstel – tot een type met bepaalde abiotische kenmerken gerekend, dat opnieuw tot stand zou moeten komen. Al deze doelopvattingen onderscheiden zich, uiteraard, wat ruimtelijk schaalniveau en mogelijk detailniveau betreft.

Wil men de potenties voor herstel enigszins kunnen inschatten, dan moet men alleszins weten in hoeverre een gekozen toestand van toepassing is. Daarvoor is kennis over de geografische spreiding en de evolutie in de tijd van de referentie nodig; in welke mate zijn 'generieke doelen' geschikt? In deze bijdrage schetsen we deze problematiek aan de hand van vennen in twee gebieden in de Noorderkempen, respectievelijk de zone vanaf Heide-Kalmthout, noordwestwaarts tot de grens met Nederland en het 'Vennengebied' dat zich ten noorden van Turnhout uitstrekt tot aan de landsgrens (Figuur 1). Beide, relatief vlakke en hoger gelegen, gebieden behoren tot dezelfde

ecoregio, het Noord-Kempisch kleisubstraatdistrict. In de twee gebieden worden ook geregeld dezelfde vegetatietypen, namelijk deze van het Oeverkruidverbond (*Littorelletalia uniflorae*) en de reeds vermelde habitattypen 3110 en 3130, als referentietoestand voor vennen vooropgesteld en bij herstel nagestreefd. Immers, hun voormalige aanwezigheid en de historische achteruitgang in de regio zijn goed gedocumenteerd en er zijn duidelijke parallellen met gelijkaardige ontwikkelingen in Atlantische heidegebieden elders in Europa.

Meer algemeen nemen we de gelegenheid te baat om, aan de hand van de vaststellingen met betrekking tot vennen, de herstelproblematiek van individuele wateren beknopt te situeren ten opzichte van de ecologische kwaliteitsdoelstellingen voor de Europese Kaderrichtlijn Water (en dus ook het decreet Integraal Waterbeleid), waarin watertypespecifieke referentiebeelden als uitgangspunt gehanteerd worden.

Figuur 1. Situering van beide vengebieden in de Antwerpse Noorderkempen (05.1 Noord-Kempisch kleisubstraatdistrict, 05.2 Centraal-Kempisch rivier- en duinendistrict, 04.3 Westelijk zandig Booms questadistrict, 04.4 Zandlemig Booms questadistrict, 02.2 Getijdenschelde en -poldersdistrict).

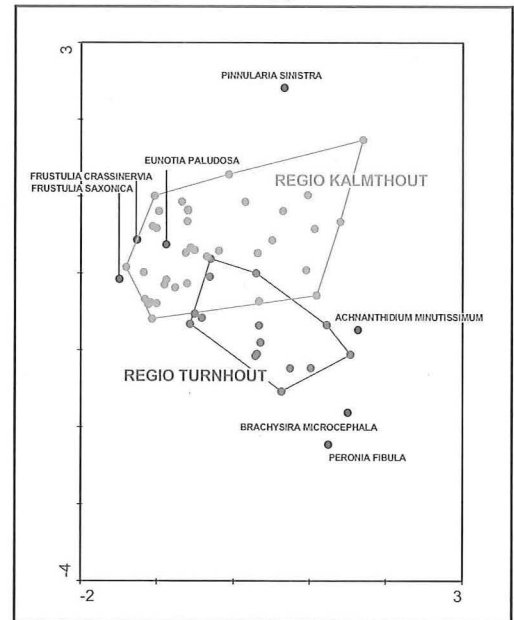


Waarnemingen

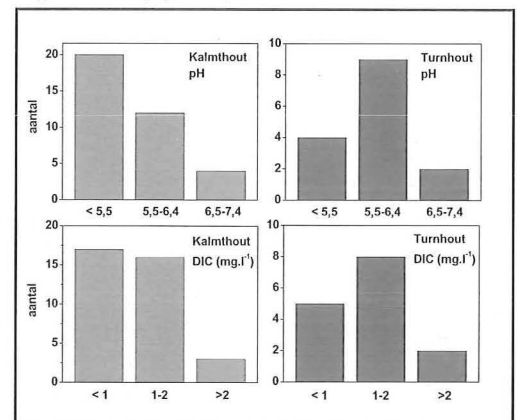
Regionale ontwikkelingen

Om een algemeen beeld te krijgen van de voormalige toestand van de vennen in beide gebieden is een beroep gedaan op historische diatomeeëngemeenschappen die in monsters uit museumverzamelingen en op herbariumexemplaren van venplanten uit de periode tussen 1863 en 1935 zijn aangetroffen. Uit hun vergelijking blijkt dat de twee gebieden een verschillende signatuur dragen (Figuur 2) Zo zijn bijv. *Frustulia* spp. veel beter vertegenwoordigd nabij Kalmthout, terwijl een soort als *Brachysira microcephala* meer karakteristiek is voor het Turnhoutse Vennengebied. Wanneer gemeenschappen waarvan de samenstelling duidelijk getuigt van antropogene verzuring ($\geq 10\%$ van de schaaltes behorend tot verzuringindicerende taxa) buiten beschouwing gelaten worden, kunnen hieruit verschillen in de doorsnee zuurtegraad en bufferingstoestand van het venwater in beide gebieden worden afgeleid (Figuur 3). Deze bepalen op hun beurt het moment waarop antropogene verzuring duidelijke wijzigingen in de levensgemeenschappen teweeg brengt (Figuur 4).

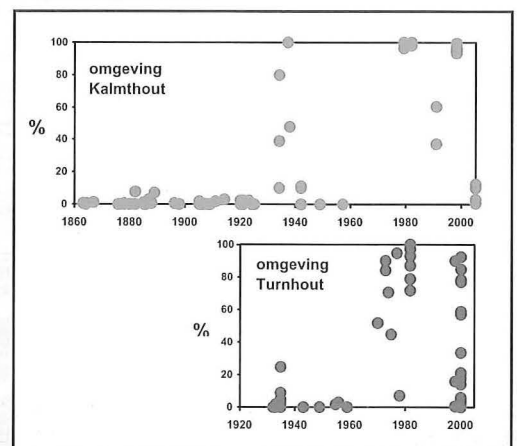
Figuur 2. DCA-ordinatie van historische diatomeeëngemeenschappen (1863-1935) uit beide regio's, waaruit verschillen in soortensamenstelling blijken (de abscis geeft 9,8 % van de variatie in soortensamenstelling weer; de ordinaat 7,3 %). Enkele karakteristieke taxa zijn in zwart aangegeven.



Figuur 3. Verdeling van het aantal historische monsters, exclusief deze met $\geq 10\%$ verzuringindicerende taxa, uit beide gebieden volgens voormalige zuurtegraad (pH) en bufferingstoestand (als DIC, opgeloste anorganische koolstof) afgeleid uit de samenstelling van de diatomeeëngemeenschap (zie Denys 2006 voor de gebruikte transferfuncties).



Figuur 4. Het aandeel van de verzuringindicerende soort *Eunotia exigua* in diatomeeëngemeenschappen uit de omgeving van Kalmthout en die van Turnhout in de loop van de laatste 150 jaar. Door de geringere verzuringsgevoeligheid van de Turnhoutse vennen duurt het hier ca. 3 decennia langer vooraleer ook daar deze soort op de voorgrond treedt.

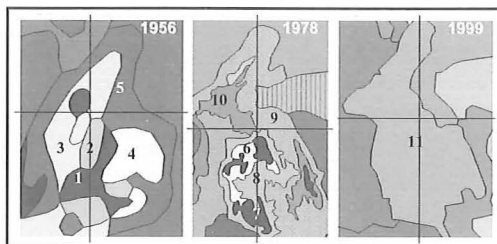


Lokale ontwikkelingen

Om een beter inzicht te krijgen in de achtergrond-omstandigheden nemen we vervolgens de recente ontwikkelingsgeschiedenis van een karakteristiek ven uit elk gebied onder de loupe.

Het ven 'de Biezenkuilen' in het reservaat de Kalmthoutse Heide staat bekend om de soortenrijke oeverkruidvegetaties die er medio de jaren 1950 groeiden en die in de decennia daarna volledig teloor gingen (Figuur 5). Palynologisch onderzoek van de vensedimenten wijst er evenwel op dat de aanwezigheid van dergelijke oeverkruidvegetaties slechts van tijdelijke aard was en voorafgegaan werd door een soortenarmere en zuurdere toestand. Oeverkruid zelf was wellicht wel plaatselijk en in beperkte mate aanwezig, maar zeker niet aspectbepalend. Dit wordt bevestigd door het diatomeeënbeeld, waaruit blijkt dat de latere 'oeverkruidfase' samenviel met een tijdelijke toename van de bufferingstoestand, volgend op een dystrofe uitgangssituatie (= rijk aan humusstoffen) zonder bicarbonaatbuffering van betekenis. Een verklaring voor deze evolutie vinden we in de heideontginning in de nabije omgeving. Omstreeks 1924 is ten zuidwesten van de Biezenkuilen een perceel heide in weiland omgezet. Een gracht werd gebruikt voor de afwatering naar het ven. Dit zorgde enkele decennia voor een aanzienlijke toevoer van mineraalrijk 'systeemvreemd water' naar de Biezenkuilen en werd gevolgd door het toeslaan van antropogene verzuring nadat deze aanvoer verminderde.

Figuur 5. Recente vegetatieontwikkelingen in de Biezenkuilen te Kalmthout weergegeven door opeenvolgende karteringen (1. vederkruid – gele plompvegetatie, 2. rietvegetatie, 3. kleine zeggenvegetatie, 4. oeverkruidvegetatie, 5. veenmosvegetatie, 6. mannagrassvegetatie, 7. open water, 8. pitrusvegetatie, 9. pijpenstrovevegetatie, 10. knolrus – veenmosvegetatie, 11 pitrus – open water).



Ook het Zwart Water te Turnhout is een bekende groeiplaats van oeverkruidgemeenschappen, met ondermeer waterlobelia, een van de meer gevoelige en heden in Vlaanderen erg zeldzaam geworden soorten. Op basis van historische diatomeeënmonsters, die teruggaan tot het begin van de jaren 1930, kunnen we besluiten dat hier in dit recente verleden geen dystrofe, uitgesproken mineraalarme, omstandigheden heersten. Na een zwakzure en voedselarme, maar enigszins bicarbonaatgebufferde, uitgangstoestand volgde er een meer geleidelijke verandering naar een antropogeen verzuurd systeem. Al die tijd zijn waterplanten van de 'referentiesituatie' aanwezig gebleven, zij het dat hun bedekking en vitaliteit afnamen. Het landbouwgebruik in de omgeving

van het Zwart Water heeft dus een andere invloed gehad op de levensgemeenschappen in dit ven dan in de Biezenkuilen. We moeten hier zoeken naar een andere bron van buffering, waarbij meestal aan de minder diepe ligging van de tertiaire kleiige afzettingen gedacht wordt.

Besluit

Wanneer we iets verder in de tijd teruggaan, voordat er sprake was van antropogene verzuring, blijkt dat er duidelijke verschillen waren tussen de vennen van het Turnhoutse en die nabij Kalmthout. In Kalmthout betrof het eerder uitgesproken zure, dystrofe vennen, met vegetaties die veeleer aansloten bij het Natura 2000 habitattypen 3160 'dystrofe natuurlijke poelen en meren'. In het Turnhoutse vennengebied was er een overwicht van zwak zuur en bicarbonaatgebufferd, voedselarm water – omstandigheden die beter aansluiten bij de vereisten van het Oeverkruidverbond. De algemene evolutie nadien, waarin menselijke invloeden de hoofdrol speelden, verliep in beide gebieden ook anders. Zo breidden bijvoorbeeld verzuring indicerende soorten pas beduidend later uit in de onderzochte Turnhoutse vennen. Met andere woorden, er bestaat een grotere geografisch-ecologische verscheidenheid tussen beide gebieden dan men enkel op basis van de kennis van de flora, een element waar het referentiebeeld in belangrijke mate op wordt afgestemd, zou verwachten. Ook krijgen we een duidelijk beeld van de relaties tussen 'typische vennatuur' en menselijke invloeden. Omstandigheden die in sommige vennen gepaard gaan met een eerdere geringe mate van verstoring, getuigen elders van beduidende menselijke impact.

Het is duidelijk dat de aanwezigheid in verschillende vennen van dezelfde waterplanten niet betekent dat deze vennen ook eenzelfde evolutie hebben doorgemaakt. Een referentiebeeld dat louter op het vegetatiebeeld gebaseerd is, kan daardoor tot verkeerde besluiten leiden wat betreft de potenties voor herstel. Een meer omvattende benadering daarentegen maakt de processen duidelijk die zich hebben afgespeeld en verduidelijkt de relativiteit van de referentietoestand, waarvoor niet alleen de algemene en lokale context, maar ook het tijds kader bepalend zijn. Aangevuld met informatie over het gebiedspecifieke bereik van de natuurlijke variatie in gelijkaardige systemen en met systeemkennis over het ven in de ruimere omgeving, kunnen de potenties voor herstel juist ingeschat worden. Dit alles vormt de basis om over de meest aangewezen herstelmaatregelen en het mogelijk noodzakelijke opvolgbeheer te beslissen.

Naar toepassing in het waterbeleid ...

Hoe kunnen we nu de afweging maken of een ven al dan niet (verder) hersteld dient te worden? Figuur 6 tracht een mogelijke benadering schematisch weer te geven, waarbij we ons spiegelen

aan de doelstellingen die de Europese Kaderrichtlijn Water ons voor houdt. Hierbij vertrekken we vanuit vier kennisniveau's, die samen zowel de noodzaak als de opportuniteit van effectgerichte maatregelen bepalen: 1. de historische en 2. de actuele toestand, beide in relatie tot de watertypespecifieke toestandsbepaling, 3. de regionale streefdoelen wat het bereiken van een (vereiste) goede dan wel een zeer goede toestand betreft en 4. de processen en randvoorwaarden die een rol spelen voor de ecologische toestand. Dit alles dient in de bekkenbeheerplannen concreet uitgewerkt te worden.

Als streefdoelen worden twee basisniveau's onderscheiden, namelijk de goede en de zeer goede ecologische toestand, zoals die beschreven zijn voor het watertype waartoe het ven gerekend wordt. De beschreven voorbeelden tonen aan dat de daarbij gebruikte typologie voldoende verfijnd zal moeten zijn. De historiek leert ons dat een 'oeverkruidaspect' op zijn best maar als een goede toestand beschouwd mag worden in het geval van de Biezenkuilen. Immers, ze is het gevolg geweest van menselijk ingrijpen en betekende een beduidende wijziging voor de levensgemeenschappen van macrofyten en fyto bentos (i.c. diatomeeën), die beide door de kaderrichtlijn als bepalende biologische kwaliteitselementen aangeduid zijn. In het geval van het Zwart Water, daarentegen, kan het 'oeverkruidaspect', althans voor zover de gegevens waarover we beschikken hierover uitsluitend geven, mogelijk wel met een zeer goede toestand overeenstemmen..

Indien de goede toestand niet gehaald wordt, zullen effectgerichte maatregelen noodzakelijk zijn, tenzij autonoom herstel waarschijnlijk is, of herstel niet via deze weg bewerkstelligd kan worden. Is er sprake van een goede toestand, dan kan in bepaalde gevallen geopteerd worden om zelfs nog een stap verder te gaan als dit kadert in meer regionaal opgevatte beleidsdoelen, waarin zowel met de natuurlijke geografische variatie, als met

internationale beschermingsverantwoordelijkheden rekening gehouden wordt. Eenmaal de zeer goede toestand bereikt is, is verder herstel voor de kwaliteitselementen die hierin vervat zijn per definitie niet meer aan de orde.

Referenties

Brouwer, E., Bobbink, R., Roelofs, J.G.M. & Verheggen, G.M. (1996), Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring van oppervlaktewateren. Eindrapport monitoringsprogramma tweede fase. Katholieke Universiteit, Nijmegen.

Couvreux, M., Menschaert, J., Sevenant, M., Ronse, A., Van Landuyt, W., De Blust, G., Antrop, M. & Hermy, M. (2004), Ecodistricten en ecoregio's als instrument voor natuurstudie en milieubeleid. *Natuur.focus* 3: 51-58.

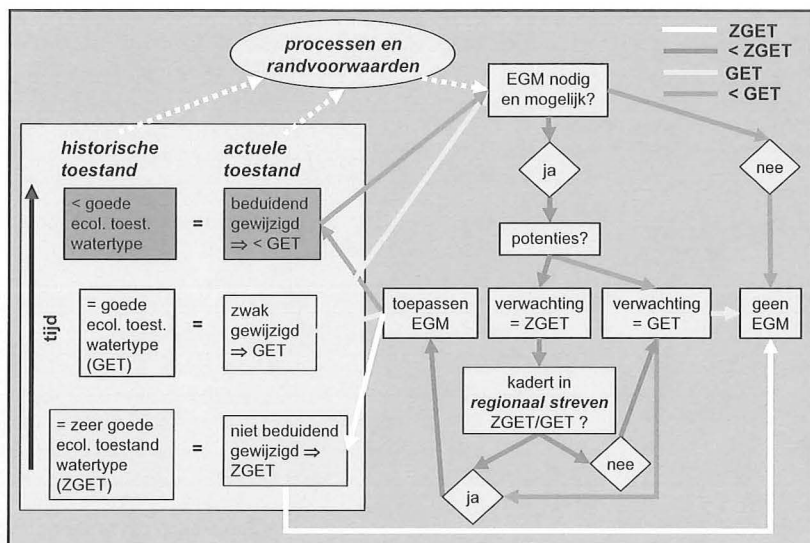
Denys, L. (2006), Calibration of littoral diatoms to water-chemistry variables in standing freshwaters of lower Belgium (Flanders): inference models for sediment assemblages from historical samples. *Journal of Paleolimnology* 35: 763-787.

Sterckx, G., Paelinckx, D., Declerck, K., De Saeger, S., Provost, S., Denys, L., Packet, J., Wouters, J., Demolder, H., Thomaes, A., Vandekerckhove, K. & De Keersmaecker, L., (2007), Habitattypen Bijlage 1 Habitatrichtlijn. In: Declerck K. (red.) Europees beschermde natuur in Vlaanderen en het Belgisch deel van de Noordzee. Habitattypen, dier- en plantensoorten. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO. M.2007.01: 59-359.

L. Denys en G. De Blust

Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek,
Kliniekstraat 25, B-1070 Brussel
e-mail: luc.denys@inbo.be, geert.deblust@inbo.be
telefoon: 02 558 18 38 (Luc Denys),
02 558 18 51 (Geert De Blust)
fax: 02 558 18 05

Figuur 6. Beslissingsschema voor het uitvoeren van effectgerichte herstelmaatregelen (EGM) aan vennen. De vier kennisniveau's staan schuin gedrukt. De ononderbroken gekleurde pijlen geven de mogelijke paden aan al naargelang de ecologische toestand. De onderbroken witte pijlen wijzen op informatiestromen.



Het belang van slibverwijdering voor het herstel van een geëutrofiëerd ondiep meer (de Kraenepoel, Aalter)

¹Universiteit Gent,
Laboratorium Protistologie &
Aquatische Ecologie

²Katholieke Universiteit Leuven,
Laboratorium Aquatische
Ecologie

³Nationale Plantentuin van België

⁴Katholieke Universiteit Leuven,
Campus Kortrijk, Laboratorium
Biologie

⁵Instituut voor Natuur- en
Bosonderzoek

⁶Universiteit Gent, Laboratorium
Terrestrische Ecologie

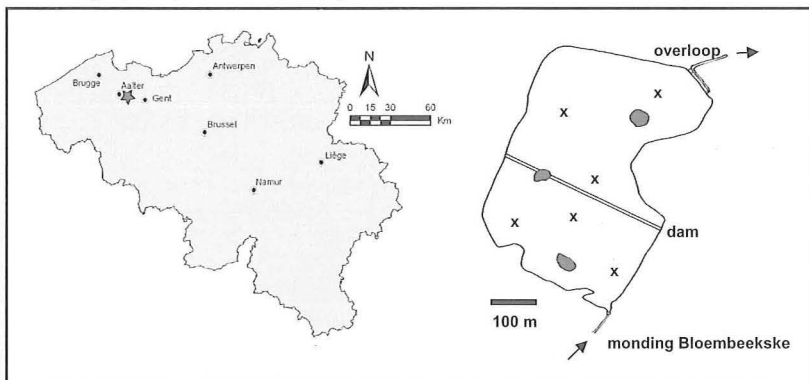
In het begin van de negentiende eeuw herbergde de Kraenepoel een zeer diversie en unieke flora met veel vertegenwoordigers van de Oeverkruidklasse, typisch voor voedselarm, zacht water op zandig substraat. Door teloorgang van het traditionele beheer als visteeltvijver, waarbij periodieke droogleggingen de vorming van een uitgebreide sliblaag tegengingen, en door de aanvoer van door landbouw en bewoning vervuild water, degradeerde deze plas tot een zeer voedselrijk systeem waarin nauwelijks nog plaats was voor de typische vegetatie van weleer en waar daarentegen jaarlijks algenbloei werd vastgesteld. In 2000 werden zeer drastische herstellingswerken uitgevoerd ter verbetering van de groeiomstandigheden van de oorspronkelijke vegetatie. Beide delen van de plas werden tijdelijk drooggelegd en leeggevestigd, de toevoerbeek werd omgeleid en bovendien werd de sliblaag in het noordelijke gedeelte verwijderd. Nadat beide vijverdelen weer waren volgelopen met grond- en regenwater werd in de daarop volgende jaren een stelselmatige uitbreiding van de nog aanwezige vertegenwoordigers van de Oeverkruidklasse vastgesteld in de noordelijke vijverhelft. Bovendien hebben soorten die nog niet zo lang geleden waren verdwenen (o.a. Moerashertshooi) er zich terug kunnen vestigen. In de zuidelijke vijverhelft verdwenen de algenbloeien ondanks de aanwezigheid van grote hoeveelheden voedingsstoffen uit de nog aanwezige sliblaag. Na een paar maanden zorgden oxidatieprocessen in deze sliblaag evenwel voor een sterke verzuring, vooral door gebrek aan bufferend oppervlaktewater, wat vermoedelijk een snelle kolonisatie door de typische flora verhinderde. Drooglegging als beheersmaatregel bij het herstel van vijvers en plassen zonder daarbij het sediment te verwijderen dient dan ook vermeden te worden wanneer daarbij het bufferend vermogen sterk gereduceerd is.

Eutrofiëring: bedreiging voor natuurwaarden in stilstaand oppervlaktewater

Voedselaanrijking (eutrofiëring), voornamelijk onder antropogene invloed, heeft ertoe geleid dat vele oorspronkelijk heldere meren met uitgebreide vegetaties van ondergedoken waterplanten (macrofyten) gedurende de laatste honderd jaar geëvolueerd zijn naar een troebele toestand zonder macrofyten, maar met een hoge biomassa aan microscopisch kleine algen (fytoplankton). In tegenstelling tot diepe meren zijn ondiepe meren erg vatbaar voor deze voedselaanrijking van voornamelijk stikstof en fosfor. Windwerking zorgt in deze systemen namelijk voor een bijna continue menging van het bodemsediment (met daarin opgeslagen voedingsstoffen) met het water. Bij zeer sterke voedselaanrijking kan dit leiden

tot bloeivorming van het fytoplankton waarbij de bloeivormende soorten zeer dikwijls tot de cyanobacteriën behoren. Deze organismen kunnen heel wat overlast veroorzaken van esthetische (uitzicht, stank), ecologische (vertroebeling, vissterfte) en economische (recreatie, drinkwater) aard. Ze kunnen ook gifstoffen (cyanotoxines) afscheiden en bij momenten zuurstoftekorten veroorzaken in het water, met botulisme tot gevolg (Van Wichelen et al. 2006). Daar vele typische helderwater organismen bedreigd zijn, tracht men ook in het kader van het natuurbehoud meer en meer om de troebele toestand terug om te buigen naar de oorspronkelijke heldere toestand. In de eerste plaats dient daarvoor de aanvoer van voedselrijk water aan banden te worden gelegd. Aangezien met de tijd zeer veel voedingsstoffen in de sliblaag kunnen accumuleren is deze maatregel niet altijd voldoende en dient meestal ook het slib te worden geruimd. Dikwijls dient ook ter hoogte van het voedselweb te worden ingegrepen. Een veel toegepaste techniek is 'biomanipulatie' of 'actief biologisch beheer'. Deze techniek bestaat meestal uit een verregaande verwijdering van het planktivoer en benthivoer visbestand (voor meer informatie: zie Declerck et al. 2006).

Figuur 1: Situering van de Kraenepoel (ster) in België (links) en schets van het meer (rechts). Oppervlaktewater wordt aangevoerd via het Bloembeekje in het zuidwesten en het waterniveau kan worden geregeld met behulp van een overloopconstructie aan de noordoostoever. Donkere zones stellen kleine eilandjes voor; de kruisjes vertegenwoordigen de plaatsen in elke vijverhelft waar tweewekelijks (groeiseizoen) of maandelijks (winter) waterstalen werden genomen.



De teloorgang van de Kraenepoel

De Kraenepoel (Fig. 1), ongeveer 2 km ten oosten van de dorpskern van Aalter (Oost-Vlaanderen, België), is een voor Vlaanderen relatief grote (22 ha) en ondiepe (gemiddelde diepte 1 m) plas die sinds 1957 verdeeld is in 2 helften door de aanleg van een dam. Voordien werd de plas beheerd als visteeltvijver, waarbij de vijver ongeveer om de 5 jaar werd leeggelaten om de vis (karper)

te oogsten. Ondermeer door deze periodieke droogleggingen werd deze vijver gekenmerkt door een zeer diverse en vrij unieke flora met veel vertegenwoordigers van de Oeverkruidklasse, waaronder Waterlobelia, Oeverkruid, Drijvende waterweegbree, Moerasweegbree, Moerassemele en een hoge diversiteit aan sierwieren. Door de teloorgang van het specifieke beheer (periodieke drooglegging), verhoogde toevoer van voedingsstoffen (afkomstig van landbouw en huishoudelijk afvalwater) via een lokale beek (Bloembeekse), bladval van de omringende bomen en stikstofdepositie, degradeerde het systeem tot een zeer voedselrijke plas. Dit bleek onder meer uit de hoge gehalten aan fosfor en stikstof die eind de jaren negentig werden opgemeten. Deze hoge nutriëntengehaltes veroorzaakten jaarlijks een intense fytoplanktonbloei (met onder meer cyanobacteriën) tijdens de zomer. Deze bloeien zorgden voor een verregaande vertroebeling van het water en het verdwijnen van de specifieke flora. Enkel in de noordelijke vijverhelft werden nog submerse vegetaties aangetroffen van vooral Schedefonteinkruid, eerder typisch voor voedselrijke omstandigheden. In die periode was in de vijver veel vis aanwezig, vooral in de zuidelijke helft (385 kg ha^{-1}), waar vooral bodemomwoelende brasem mee verantwoordelijk was voor de vertroebeling van de waterkolom (Declerck & De Meester 2000). In het minder troebele water van de noordelijke helft, was de diversiteit van het visbestand groter (met onder meer een vrij groot aandeel van zeelt, snoek en karper) en was baars numeriek de dominante soort (alles samen 37 kg ha^{-1}).

Kiemexperimenten, die zowel in het laboratorium als in het veld werden uitgevoerd, wezen uit dat de nog aanwezige zaadvoorraad in de vijversedi-

menten voornamelijk bestond uit zaden van Rode Ganzevoet in het zuidelijke gedeelte en Knolrus en Goudzuring in het noordelijke gedeelte. Van de typische flora werd enkel kiemkrachtig zaad van Knolrus, Gesteeld glaskroos en Naaldwaterbies teruggevonden (Van Wichelen *et al.* 2003, Bossuyt *et al.* 2007). Van deze soorten was op het ogenblik van de kiemproeven nog steeds een vitale populatie in de Kraenepoel aanwezig. Deze resultaten tonen geenszins aan dat andere vertegenwoordigers van de Oeverkruidklasse niet meer aanwezig waren in de zaadvoorraad van de Kraenepoel. Er kon enkel gesteld worden dat de zaadvoorraad van de reeds verdwenen vertegenwoordigers van de Oeverkruidklasse waarschijnlijk zeer klein en sterk gelokaliseerd was en dat bijgevolg een selectieve ontslibbing, waarbij zones met kiemkrachtig zaad van deze soorten worden behouden, niet mogelijk was. Bovendien heeft onderzoek in Nederland aangetoond dat het nemen van herstelmaatregelen, zoals ontslibben, nergens had geleid tot het verdwijnen van restpopulaties van bedreigde soorten (Brouwer *et al.* 1996).

Drastische herstelmaatregelen om het tij te doen keren

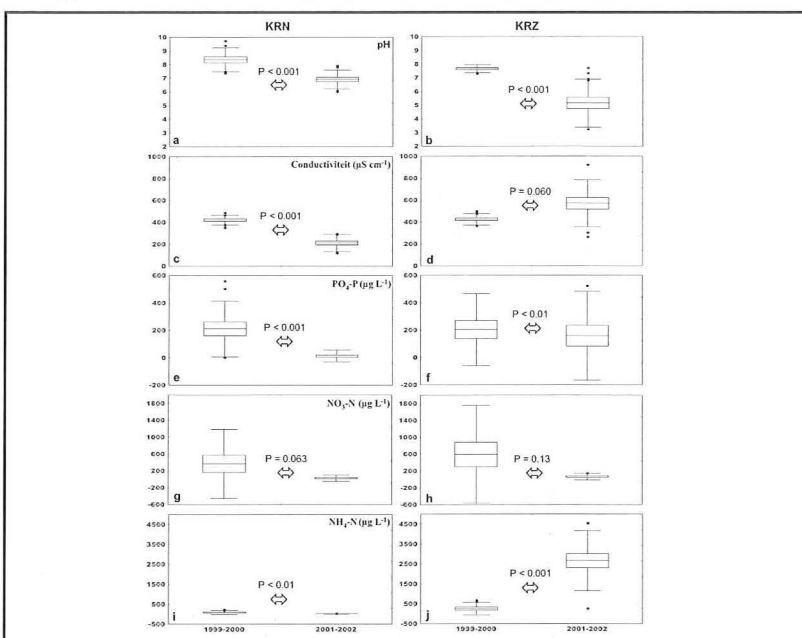
De herstellingswerken gebeurden in een aantal fasen. Tijdens het najaar van 2000 werd het voedselrijke water van de beek omgeleid, en werd de vijver afgevisd en drooggelegd. Het sediment werd na een aantal weken van drogen uit de noordelijke helft verwijderd (24.600 m^3). Zachtglooiende oevers werden gereconstrueerd en overhangende bomen en takken werden gekapt om bladval in de vijver te reduceren. Na de herstellingswerken vulde de vijver zich op spontane wijze met grond- en regenwater. In het daaropvolgende voorjaar werd snoek uitgezet teneinde rekrutering van eventueel illegaal uitgezette vis tegen te gaan. De zuidelijke vijverhelft werd pas ontslibd in de zomer van 2002. Dit bood ons de gelegenheid om tijdens het jaar 2001 een evaluatie te maken van de effecten van enerzijds de combinatie van drooglegging, afvising en ontslibbing (noordelijke vijverhelft) ten opzichte van de combinatie van drooglegging en afvising zonder ontslibbing (zuidelijke vijverhelft).

Belangrijkste waarnemingen na de herstellingswerken van 2000

De uitgevoerde werken resulteerden in zeer sterke veranderingen in de abiotiek en het voedselweb in beide vijverhelften (Van Wichelen *et al.* 2003, 2007).

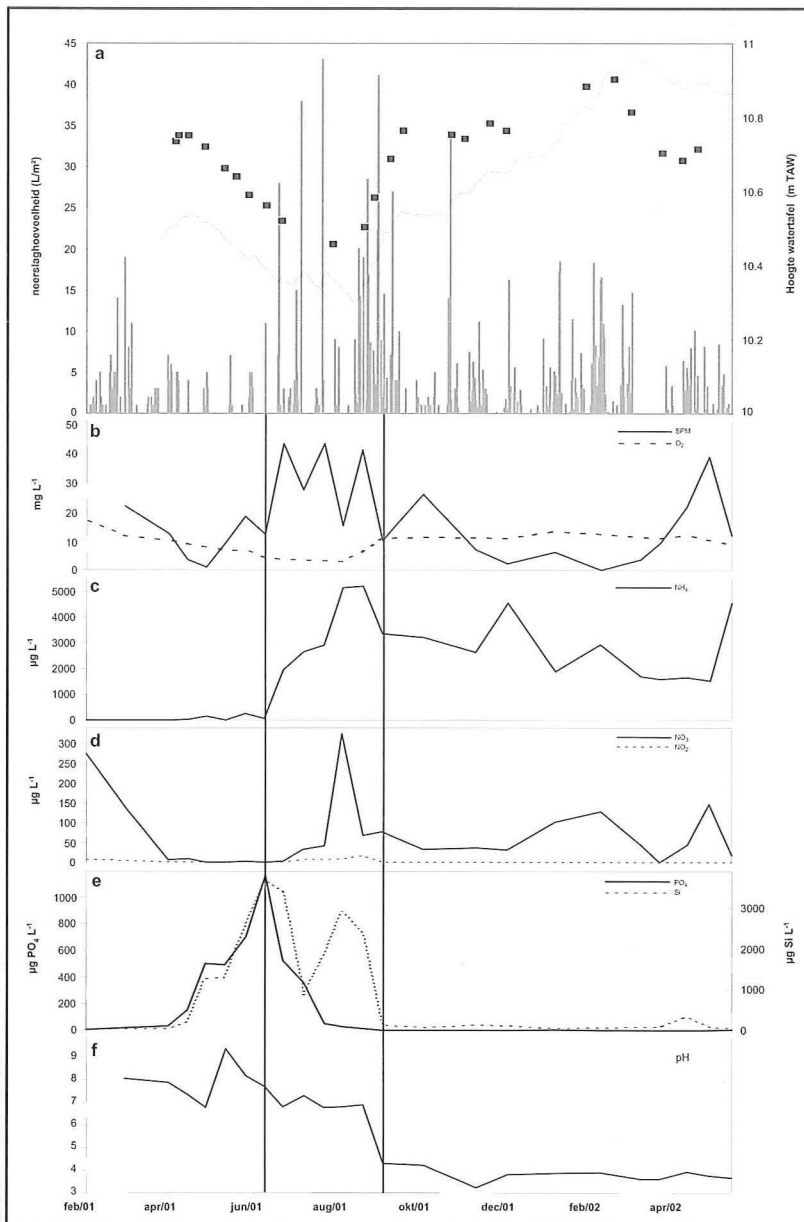
De totale hoeveelheid opgeloste ionen (Fig. 2c,d) en de concentraties van de voornaamste voedingsstoffen orthofosfaat (Fig. 2e,f), nitraat (Fig. 2g,h) en ammonium (Fig. 2i,j), verminderden sterk in de noordelijke vijverhelft. Dit was minder het geval in de zuidelijke vijverhelft, waar de sedimenten nog steeds fungeerden als een bron van fosfaten en ammonium. Sinds 1957, het

Figuur 2: Box-Whisker plots met gemiddelde waarde, standaardfout en extremen voor de zuurtegraad (a,b), elektrische geleidbaarheid (c,d), de concentratie orthofosfaat (e,f), nitraat (g,h) en ammonium (i,j) in de waterkolom van beide vijverhelften, voor en na de herstellingswerken. De significantie van de verschillen tussen maandelijkse gemiddelden van de periode juni 1999 - mei 2000 en juni 2001 - mei 2002 is getest met gepaarde T-testen (KRN: noordelijke vijverhelft, KRZ: zuidelijke vijverhelft).



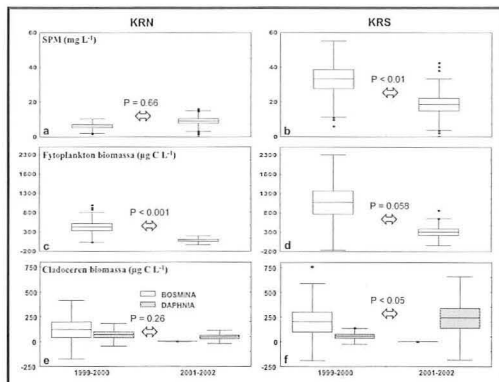
jaar waarin de periodieke droogzetting van de zuidelijke vijverhelft definitief werd stopgezet, heeft zich een grote hoeveelheid anaëroob, organisch slib opgestapeld. Wanneer de sedimenten aan de lucht werden blootgesteld, van september tot november 2000, kon versnelde mineralisatie optreden van het in het slib opgestapelde organisch materiaal (De Groot & Van Wijck 1993), o.a. tot nitraat en ammonium. Na het terug vollopen van de zuidelijke vijverhelft werden de sedimenten tijdens het voorjaar en de zomer geleidelijk aan weer zuurstofloos als gevolg van microbiële afbraak van nog steeds aanwezig organisch materiaal in de sedimenten. Ook in de waterkolom werd dan een dalende trend van opgelost zuurstof vastgesteld (Fig. 4b). Dit zorgde onder meer voor een verhoogde vrijstelling van fosfaten (Fig. 4e), dat onder zuurstofrijke omstandigheden gebon-

Figuur 4: Seizoenaal verloop van klimatologische en fysisch-chemische variabelen tijdens het verzuringsproces in de zuidelijke vijverhelft van de Kraenepoel korte tijd na de drooglegging. a: neerslaghoeveelheid (balkjes) en waterstand (volle lijn), ter vergelijking werden eveneens waterstanden in de noordelijke vijverhelft (vierkantjes) toegevoegd, b: de hoeveelheid zwevend materiaal en opgeloste zuurstof in de waterkolom, c: de concentratie aan ammonium, d: de concentratie aan nitraat en nitriet, e: de concentratie aan orthofosfaat en silicaat, f: de zuurtegraad. Neerslaggegevens zijn afkomstig van het KMI, gegevens over de waterstanden werden verzameld door Belconsulting NV.

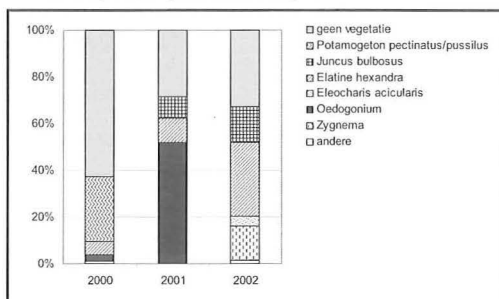


den zit aan sedimentpartikels (Søndergaard *et al.* 2003). Vermoedelijk werd toen ook nitraat (Fig. 4d) snel gereduceerd tot ammonium door de biologische oxidatie van de grote voorraad sulfiden in het sediment door specifieke zwavelbacteriën (Dannenberg *et al.* 1992, Brunet & Garcia-Gil 1996) en kon er een grote voorraad ammonium accumuleren in het sediment. De aanwezigheid van grote hoeveelheden sulfiden in de sliblaag vindt zijn oorsprong vermoedelijk in de oxidatie van de pyrietrijke ondergrond door met nitraten aangerijkt grondwater uit de omringende landbouwgebieden, wat tot de vrijstelling van sulfaten leidt (Vande Vyvere 2003). Deze sulfaten reduceren vervolgens in anaërobe organische bodems tot sulfiden die zich aldus in de sliblaag opstapelen (Holmer & Storkholm 2001). Vanaf juni 2001 nam het uit het sediment vrijgestelde orthofosfaat en silicaat zeer sterk af, tot limiterende waarden werden bereikt vanaf september 2001 (Fig. 4e). Anderzijds nam vanaf juli 2001 de ammoniumconcentratie spectaculair toe tot concentraties boven $5000 \mu\text{g L}^{-1}$ in augustus en september, waarna de concentraties hoog bleven (Fig. 4c). Deze sterke veranderingen vonden plaats bij een minimale waterstand in dit vijvergedeelte (Fig. 4a) waarbij het sediment sterk verstoord en geresuspendeerd werd tijdens periodes van sterke neerslag en wind. Dit blijkt uit de toegenomen gehalten aan zwevende stoffen die werden opgemeten in de waterkolom gedurende deze periode (Fig. 4b). Wanneer met ammonium aangerijkt sediment opnieuw in contact komt met zuurstofrijk oppervlaktewater kan ammonium massaal diffunderen naar de waterkolom wat daar tot een sterke toename kan leiden (Qiu & McComb 1996, James *et al.* 2001). Bovendien kwam een groot deel van de vijverbodem opnieuw droog te liggen wat tot supplementaire oxidatiereacties leidde in het sediment. Wanneer de sulfiden in het sediment geoxideerd worden, komen er ijzer en aluminium ionen vrij die een complex kunnen vormen met orthofosfaat en silicaat. Deze reacties liggen vermoedelijk aan de basis van het bijna geheel verdwijnen van deze voedingsstoffen uit de waterkolom (Fig. 4e). De oxidatie van sulfide tot sulfaat is een proces waarbij waterstofionen (protonen) worden gevormd ($\text{H}_2\text{S} + 2\text{O}_2 \Rightarrow \text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}^+$) wat samen met de sterke toename van ammonium en sulfaat en het verdwijnen van silicaat, fosfaat en sulfide als bufferende stoffen, kan leiden tot een sterke daling van de pH (Brouwer *et al.* 1996). De buffercapaciteit was al sterk gelimiteerd door de sterke reductie in de aanvoer van bufferend oppervlaktewater (met o.a. CO_3 en HCO_3) door het omleiden van het Bloembeekse en werd in september uiteindelijk overschreden met een permanent lage pH tot gevolg (tot 3.2, Fig. 4f). Bij dergelijke lage pH is de oplosbaarheid van silicium zeer laag en vertraagt het nitrificatieproces waardoor ammonium kan accumuleren en de dominante stikstofvorm kan worden in de waterkolom (Figs. 4c,d) (Brouwer *et al.* 1996). De sterke pH afname was nefast voor de weinige overgebleven vissen (Rahel & Magnuson 1983) en verhinderde mogelijk de vestiging van macrofyten (Maessen *et al.* 1992). Desondanks verminderde de algenbiomassa

Figuur 3: Box-Whisker plots met gemiddelde waarde, standaardfout en extremen voor het gehalte aan zwevende stoffen (a,b), de fytoplanktonbiomassa (c,d) en de cladocerenbiomassa (e,f) in de waterkolom van beide vijverhelften, voor en na de herstellingswerken. De significantie van de verschillen tussen maandelijkse gemiddelden van de periode juni 1999 - mei 2000 en juni 2001 - mei 2002 werd getest met gepaarde T-testen (KRN: noordelijke vijverhelft, KRZ: zuidelijke vijverhelft).



Figuur 5: Relatieve bijdrage van de diverse taxa tot de totale bedekking van waterplanten in de noordelijke vijverhelft van de Kraenepoel vóór (2000), één (2001) en twee (2002) jaar nadat herstellingsmaatregelen werden uitgevoerd.



(Fig. 3c,d) in beide vijverhelften en verbeterde het lichtklimaat vooral in de zuidelijke vijverhelft spectaculair, zoals kan worden afgeleid uit het gehalte aan zwevende stoffen in de waterkolom (Fig. 3a,b). Dit was ongetwijfeld het gevolg van de compactering van de sliblaag die had plaatsgevonden tijdens de droogstand en de toegenomen dichtheden aan groot zoöplankton. Groot zoöplankton (vnl. de watervlo *Daphnia*) staat erom bekend een sterke begrazingsdruk uit te oefenen op het fytoplankton. Dit groot zoöplankton kende vooral in de zuidelijke vijverhelft een sterke toename. De kleine zoöplanktonsoort *Bosmina longirostris* daarentegen nam in beide vijverhelften sterk af (Fig. 3 e,f). Na een overgangsjaar met veel groenalgen werd in het noordelijke vijverdeel een duidelijke uitbreiding van Knolrus (*Juncus bulbosus*), Gesteeld glaskroos (*Elatine hexandra*) en Naaldwaterbies (*Eleocharis acicularis*) vastgesteld (Fig. 5), vermoedelijk als gevolg van de afname in nutriëntenconcentraties (Brouwer et al. 2002). Moerashertshooi (*Hypericum elodes*) werd voor het eerst opnieuw waargenomen na 15 jaar afwezigheid.

Besluiten

De uitgevoerde werken leidden in de noordelijke vijverhelft van de Kraenepoel vrijwel onmiddellijk tot enkele gunstige ontwikkelingen. De concentra-

ties aan nutriënten en de groei van fytoplankton zijn sterk afgenomen. De verbeterde groeicondities hebben tot een stelselmatige uitbreiding van oorspronkelijke vegetaties geleid. Soorten die nog niet zo lang geleden waren verdwenen (o.a. Moerashertshooi), hebben zich terug kunnen vestigen.

In de zuidelijke vijverhelft werd een sterke verbetering van het lichtklimaat vastgesteld, als gevolg van de compactering van de sliblaag en een intensieve begrazing van fytoplankton door groot zoöplankton, ondanks de aanwezigheid van grote hoeveelheden voedingsstoffen. Oxidatieprocessen in de nog aanwezige sliblaag zorgden evenwel na een paar maanden voor een sterke verzuring, vooral door gebrek aan bufferend vermogen, wat vermoedelijk een snelle kolonisatie van macrofyten verhinderde. Na de ontslibbing (ca. 23.000 m³) van deze vijverhelft in de zomer van 2002 werd ook hier evenwel een succesvolle kolonisatie van in het gebied nog aanwezige vertegenwoordigers van de oorspronkelijke flora vastgesteld.

Toekomstig beheer

Door de pyrietrijke ondergrond en stikstofdepositie via de neerslag blijft verzuring mogelijk. Verzuring is een probleem dat algemeen voorkomt na herstelmaatregelen in geëutrofiëerde vensystemen. Dergelijke verzuring kan zelfs verantwoordelijk zijn voor het geheel of gedeeltelijk mislukken van herstelmaatregelen (Arts et al. 2001). Het toekomstige beheer moet dan ook gericht zijn op het herstellen van het bufferende vermogen. Dit kan door het opnieuw toelaten van het Bloembeekeske, evenwel enkel en alleen indien de waterkwaliteit zeer sterk zou verbeterd worden (zie advies Denys et al. 2005). Dit kan maar door in het stroomgebied alle bronnen van voedselaanrijking (vnl. bemesting en lozing huishoudelijk afvalwater) te beperken of te verhinderen. Grote groepen pleisterende watervogels – vooral exoten zoals Canadese gans en Brandgans – blijven evenwel een bedreiging vormen voor de zich herstellende vegetaties en met hun uitwerpselen worden opnieuw nutriënten aan het systeem toegevoegd. De Kraenepoel is dan ook gebaat bij het herstel van het oorspronkelijke beheer waarbij periodiek één of beide vijverhelften worden drooggelegd om mineralisatie van het geaccumuleerde organisch materiaal toe te laten en de visbiomassa onder controle te houden.

Dankwoord

Dit onderzoek gebeurde grotendeels in het kader van een LIFE-project met financiële ondersteuning van de EU, de Vlaamse Gemeenschap en de gemeente Aalter. Speciale dank gaat uit naar de familie Pettiaux, eigenaars van de noordelijke vijverhelft. S. Declerck is postdoctoraal onderzoeker aan het Fonds voor Wetenschappelijk Onderzoek – Vlaanderen (FWO-Vlaanderen).

Referenties

- Arts, G.H.P., P.W.M. Van Beers, J.D.M. Belgers & F.G. Wortelboer (2001). Gedifferentieerde normstelling voor nutriënten in vennen. Onderbouwing en toetsing van kritische depositieniveaus en effecten van herstelmaatregelen op het voorkomen van Isoetiden. Alterra-rapport 262, Wageningen, 88 pp.
- Bossuyt, B., J. Van Wichelen & M. Hoffmann (2007). Predicting future community composition from random soil seed bank sampling – evidence from a drained lake bottom. *Journal of Vegetation Science* 18: 443-450.
- Brouwer, E., R. Bobbink, J.G.M. Roelofs & G.M. Verheggen (1996). Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring van oppervlaktewateren. Eindrapport monitoringsprogramma tweede fase. Katholieke Universiteit Nijmegen, 206 pp.
- Brouwer, E., R. Bobbink & J.G.M. Roelofs (2002). Restoration of aquatic macrophyte vegetation in acidified and eutrofied softwater lakes: an overview. *Aquatic Botany* 73: 405-431.
- Brunet, R.C. & L.J. Garcia-Gil (1996). Sulfide-induced dissimilatory nitrate reduction to ammonia in anaerobic freshwater sediments. *FEMS Microbiology Ecology* 21: 131-138.
- Dannenberg, S., M. Kroder, W. Dilling & H. Cypionka (1992). Oxidation of H_2 , organic compounds and inorganic sulfur compounds coupled to reduction of O_2 or nitrate by sulfate-reducing bacteria. *Archives of Microbiology* 158: 93-99.
- Declerck, S. & L. De Meester (2000). Inrichting en beheer van de Kraenepoel te Aalter: begeleiding van de afvising ten gevolge van drooglegging. Studierapport KUL, 23 pp.
- Declerck, S., F. Van De Meutter & L. De Meester (2006). Ondiepe vijvers en meren. Ecologische achtergronden en beheer. *Natuur.focus* 5(1): 22-29.
- Denys, L., J. Packet, J. Van Wichelen & G. De Blust (2005). Algemene schets van fysisch-chemische waterkwaliteitsdoelstellingen voor zachtwatervegetaties m.b.t. de Kraenepoel te Aalter. Advies INBO.A.2005.8, 6pp.
- De Groot, C.J. & C. Van Wijck (1993). The impact of desiccation of a fresh-water marsh (Garcines Nord, Camargue, France) on sediment water vegetation interactions. 1. The sediment chemistry. *Hydrobiologia* 252: 83-94.
- Holmer, M. & P. Storkholm (2001). Sulphate reduction and sulphur cycling in lake sediments: a review. *Freshwater Biology* 46: 431-451.
- James, W.F., J.W. Barko, H.L. Eakin & D.R. Helsel (2001). Changes in sediment characteristics following drawdown of Big Muskego Lake, Wisconsin. *Archiv für Hydrobiologie* 151: 459-474.
- Maessen, M., J.G.M. Roelofs, M.J.S. Bellemaekers & G.M. Verheggen (1992). The effects of aluminium, aluminium/calcium ratios and pH on aquatic plants from poorly buffered environments. *Aquatic Botany* 43: 115-127.
- Qiu, S. & A.J. McComb (1996). Drying-induced stimulation of ammonium release and nitrification in reflooded lake sediment. *Marine and freshwater research* 47: 531-536.
- Rahel, F.J. & J.J. Magnuson (1983). Low pH and the absence of fish species in naturally acidic Wisconsin lakes – interferences for cultural acidification. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40: 3-9.
- Søndergaard, M., E. Jeppesen & J.P. Jensen (2003). Internal Phosphorus Loading and the Resilience of Danish Lakes. *Lakeline Spring* 2003, 17-20.
- Vande Vyvere, J. (2003). Inrichting en beheer van de Kraenepoel te Aalter: ontwikkeling van hydrologie en hydrogeologie na herstelmaatregelen. Studierapport Belconsulting nv, 33 pp + figuren.
- Van Wichelen, J., V. Geenens, S. Denayer, M. Hoffman & W. Vyverman (2003). Inrichting en beheer van de Kraenepoel te Aalter: ontwikkeling van zaadvoorraad en protisten na herstelmaatregelen. Studierapport Universiteit Gent, 128 pp.
- Van Wichelen, J., S. De Coster, F. De Ruyscher, K. De Keyser, I. Van Gremberghe, M. Sterken, P. Vanormelingen, K. Van der Gucht & W. Vyverman (2006). Algenbloei: een bedreiging voor natuurwaarden in Vlaanderen? *Natuur.focus* 5 (3): 91-97.
- Van Wichelen, J., S. Declerck, K. Muylaert, I. Hoste, V. Geenens, J. Vandekerckhove, E. Michels, N. De Pauw, M. Hoffmann, L. De Meester & W. Vyverman (2007). The importance of drawdown and sediment removal for the restoration of the eutrophied shallow Lake Kraenepoel (Belgium). *Hydrobiologia* 584: 291-303.

J. Van Wichelen¹, S. Declerck², I. Hoste³,
K. Muylaert⁴, G. Louette⁵, L. Denys⁵,
M. Hoffmann⁶, L. De Meester² en W. Vyverman¹

¹Universiteit Gent, Laboratorium Protistologie & Aquatische Ecologie
Krijgslaan 281 (S8), 9000 Gent
Tel. 09/264.85.05 - Fax. 09/264.85.99
jeroen.vanwichelen@UGent.be

²Katholieke Universiteit Leuven, Laboratorium Aquatische Ecologie

³Nationale Plantentuin van België, Meise

⁴Katholieke Universiteit Leuven, Campus Kortrijk, Laboratorium Biologie

⁵Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

⁶Universiteit Gent, Laboratorium Terrestrische Ecologie

Ecologisch herstel van waterlopen in Vlaanderen. Hoever staan we?

Vlaanderen doet de afgelopen jaren z'n eerste ervaringen op met ecologische herstelprojecten langs de waterlopen. Naast het herstel van de waterkwaliteit waarvoor we reeds langer aan de lat staan, schort er immers ook nog heel wat aan de structurele en hydrologische kenmerken van onze waterlopen.

Het is moeilijk een duidelijk beeld te schetsen hoever we momenteel staan wegens het gebrek aan een vastgesteld kader van doelstellingen. In het nieuwe beleid, uitgetekend in de bekkenbeheerplannen, vinden we wel algemene principes terug maar geen uitgewerkte visie en ruimtelijke vertaling naar het bereiken van een goede ecologische toestand of potentieel voor onze waterlopen, hoewel we die tegen 2015 moeten bereiken voor Europa. Het is duidelijk dat we met het huidige niveau van inspanningen deze doelstelling zeker niet zullen halen. Een herverdeling van de middelen voor de kwaliteitsverbetering van onze wateren, en een creatiever omgaan met natuurlijke herstel mogelijkheden, zou evenwel al een hele stap naar de kentering kunnen betekenen.

Inleiding

Het herstellen van de ecologische kwaliteit van de waterlopen stelt Vlaanderen voor een gigantische uitdaging. We kijken hier stapsgewijs naar het kader van doelstellingen, het instrumentarium voor ecologische herstelprojecten en wat daarvan in Vlaanderen toegepast wordt, om tenslotte de inspanningen af te zetten tegen de doelstellingen. Ondanks de schrijnende ecologische toestand van onze waterlopen staat het herstelbeleid nog in de kinderschoenen en is er geen coherent beeld over wat een herstelproject inhoudt, laat staan een visie op waar we naartoe willen. Naast de grotere inrichtingswerken kan nochtans met beperkte inzet van middelen een ecologisch beheer (bvb achterwege laten van ruiming, kansen voor spontane processen,...) veelal ook positieve resultaten opleveren.

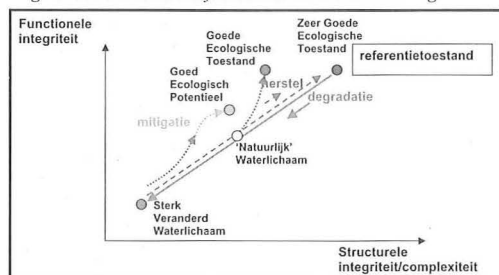
Waar ligt de lat voor ecologisch herstel?

Om te beginnen moeten we even stilstaan bij de vraag 'Wat is ecologisch herstel'? Allereerst dient er voor een herstel sprake te zijn van een referentietoestand; een ongestoorde situatie in het verleden ofwel een modelsituatie van optimale ecologische functies en processen. Onze waterlopen kennen een lang proces van degradatie, waarbij een ongestoorde situatie of optimale ecologische toestand vaak moeilijk aan te geven is. 'Herstel' kunnen we omschrijven binnen de doelstellingen die de Kaderrichtlijn Water formuleert (figuur 1). Vanuit een huidige gedegradeerde toestand moet een hersteltraject uitgetekend worden naar een goede ecologische toestand, ofwel naar een goed ecologisch potentieel wanneer er bepaalde functies onherstelbaar zijn aangetast. Van onherstelbare wijzigingen is sprake voor sterk gewijzigde waterlopen, waterlopen waarvoor binnen de huidige maatschappelijke functies geen volledig herstel mogelijk is, denk maar aan voor scheepvaart gestuwde rivieren, waarvoor

het instellen van een natuurlijk peilregime een maatschappelijk onhaalbare keuze is.

Bij herstel moet steeds gezorgd worden dat er een evenwicht bestaat tussen herstel van structuren en van functies of processen. Bij het uittekenen van herstel kan geopteerd om een accent te leggen op één van deze elementen, bv. waterkwaliteitsverbetering waarbij men hoopt de functionele integriteit snel te doen toenemen, of fysieke ingrepen van habitat herstel om de structurele integriteit te herstellen, of - om een lelijk woord te gebruiken - mitigatiemaatregelen die vaak geponeerd worden als herstelmaatregelen in sterk gewijzigde waterlopen.

Figuur 1. Schematisch overzicht van Kaderrichtlijn Water jargon voor ecologisch herstel, met het degradatie- en hersteltraject uitgezet binnen assen van functionele en structurele integriteit.

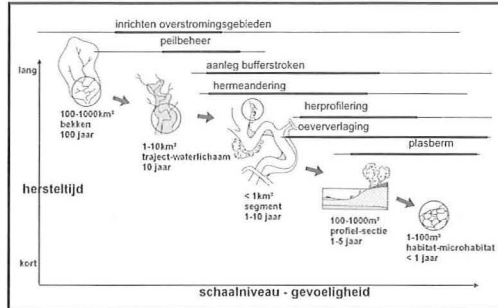


Herstellen van ecologische functies kost tijd en ruimte. Zoals in het herstelproject van de IJzermonding te zien is, is dat zowel op niveau van processen en functies als van structuren een



complex gebeuren. Een hersteltraject dient dan ook bekeken en ge-evalueerd te worden in ruimte en tijd. Kleine projecten zullen op termijn overwegend relatief weinig winst betekenen, terwijl grote, geïntegreerde projecten een perspectief bieden naar een herstel van vele functies. De perspectieven voor herstel in tijd en ruimte verdienen dan ook de grootste aandacht in de opmaak van herstelprojecten en de keuze van herstelmaatregelen.

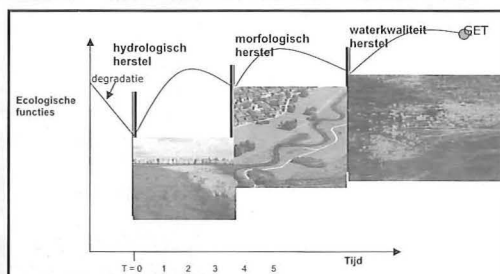
Figuur 2. Herstelmaatregelen binnen de verschillende schaalniveaus van het riviersysteem (figuur naar Frissell et al. 1986).



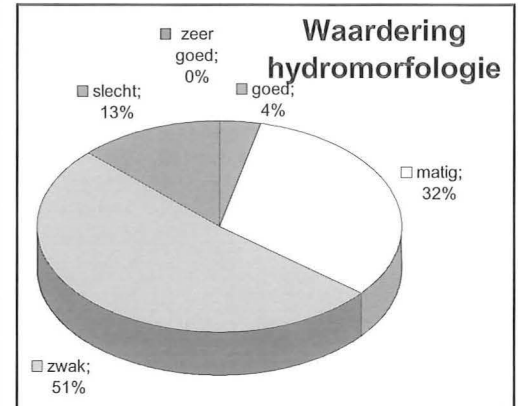
Het schaalniveau waarop men kan ingrijpen in de waterloop is een essentieel aspect om in rekening te brengen bij herstel (figuur 2). Op niveau van habitats en microhabitats zien we een snelle reactie op maatregelen maar ook een grote gevoeligheid, in tegenstelling tot het robuustere bakkenschaalniveau waar maatregelen in een breder tijds- en ruimt perspectief bekeken worden. Belangrijk is evenwel ook de samenhang tussen de verschillende maatregelen en dus de samenwerking tussen de verschillende schaalniveaus. Om een herstelproject te gaan uittekenen is dus kennis vereist van het ruimtelijk en tijds kader van de degradatie en het mogelijke herstel van waterlopen. Van een groot deel van de waterlopen in Vlaanderen is de afgelopen jaren uitgebreide kennis vergaard in ecologische inventarisaties, ecosysteem- en gebiedsvisies, die een goede basis vormen om een herstel te gaan uittekenen.

Ecologisch herstel van waterlopen kent in essentie drie peilers of groepen van functies die hersteld moeten worden; hydrologie, morfologie en waterkwaliteit. Een Goede Ecologische Toestand vereist meteen een integrale aanpak: zowel de hydrologische, morfologische als chemische toestand moet 'goed' zijn (figuur 3).

Figuur 3. Weergave van het herstelproces naar de Goede Ecologische Toestand in verschillende stappen van herstel van ecologische functies.

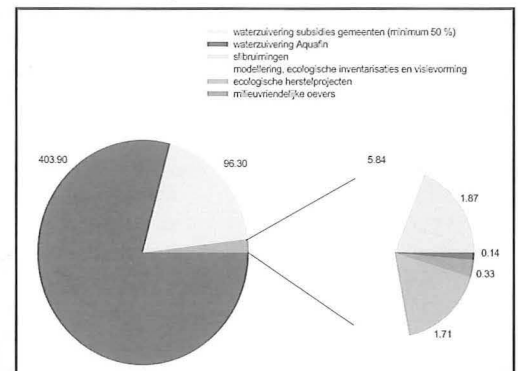


In elk van de drie onderdelen moeten we nog flink investeren. Uit de genoemde inventarisaties weten we in ieder geval waar we staan; de huidige morfologische kwaliteit is zwak, slechts 4% van de lengte van de waterlopen verkeert in een goede hydromorfologische toestand. Waar ligt dan de lat? Misschien niet volledig bij 100% aangezien vele waterlopen in Vlaanderen aangeduid werden als sterk veranderd, maar voor het overgrote deel zijn de wijzigingen niet van die aard dat een goede hydromorfologische toestand onmogelijk is omwille van de gebruiksfuncties.



Het overzicht van de huidige investeringen voor ecologisch herstel (figuur 4) toont evenwel een duidelijk onevenwicht, dat niet te rechtvaardigen valt vanuit het ecologisch herstell perspectief. Bij de verdeling van de budgetten gaat waterzuivering met bijna het gehele budget aan de haal, en wordt slechts 0,3% aan echte herstelprojecten besteed. In figuur 3 hadden we het kwaliteitsherstel achteraan gezet, omdat een herstel van de andere functies vaak ook al een ander perspectief brengt voor het kwaliteitsherstel (wanneer de natuurlijke zuiveringskracht terug werkzaam is).

Figuur 4. Vlaamse investeringen aan ecologisch herstel van waterlopen in miljoenen euros voor het jaar 2003 (Bron: Schneiders & Van Daele 2005).

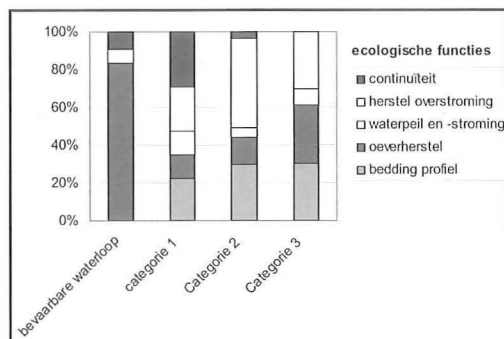


Wat gebeurt er?

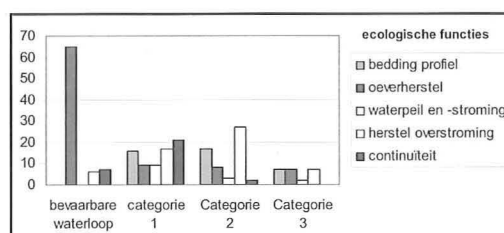
Een bevraging bij waterbeheerders gaf een eerste inventarisatie van herstelprojecten in Vlaanderen. Hoewel het beeld zeker niet volledig is met zo'n 250 projecten opgeijst, geeft het wel een min of meer representatief beeld van de projecten die onder die noemer vallen in Vlaanderen. De projecten werden opgedeeld volgens de groep

van ecologische functies die hersteld worden, waarbinnen telkens een aantal typen herstelmaatregelen te groeperen zijn.

Voor de bevaarbare waterlopen valt het aandeel oeverprojecten op, waarbij NTMB-projecten overwegen. Voor categorie 1 is er de beste spreiding met wel een overwicht aan continuïteit-projecten, zijnde vistrappen. Voor de 2e categorie overwegen de waterbeheersprojecten van herstel van overstromingsvlakten en retentie- of wachtbekens, op niveau van de kleinste beken gaat het om bufferstroken, lokaal herstel van grachten en overstroming.

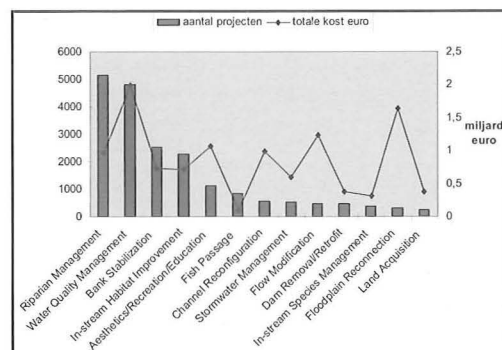


Wat de aantallen van projecten betreft, bevat de top 3 de oeverprojecten langs bevaarbare waterlopen, de waterbeheersprojecten van 2e categorie en de vispassages in 1e categorie. Zowel bij het merendeel van de natuurtechniek-oeverprojecten als de waterbeheersprojecten kunnen we evenwel de vraag stellen of ze wel effectief onder de noemer ecologische herstelprojecten thuishoren. Het gaat immers overwegend over waterbeheersingsprojecten met een groene inkleding, maar weinig functioneel herstel van kenmerken van de waterloop. En met deze kanttekening komen we dus bij het beeld van een handjevol projecten van uiteenlopende aard, voorlopig zonder veel lijn of ervaring om op terug te vallen.

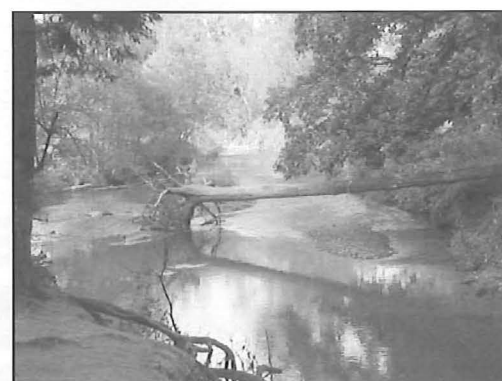
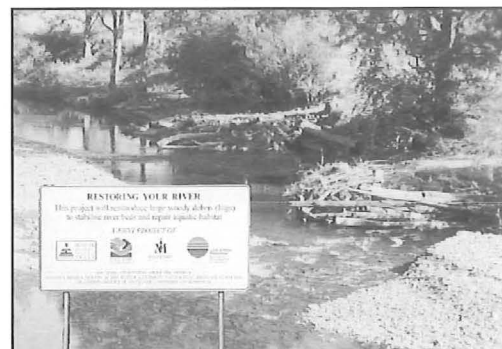


Vergelijking met ecologisch herstel in omliggende landen en andere delen van de wereld, toont een aantal interessante aspecten. Allereerste vaststelling is dat een goede databank een evaluatie van het beleid toelaat. In Amerika heeft men in een vergelijkbare inventarisatie reeds een 70.000 herstelprojecten geïnventariseerd (Bernhardt et al. 2005). Die heeft men eveneens in groepen ingedeeld en de informatie van projecten waarvan de kostprijs bekend is toegevoegd. Uit het Amerikaanse voorbeeld kunnen we afleiden dat ook daar oeverprojecten op 1 staan, dat herstel van overstromingsvlakte overwegend een kostprijs heeft die een veelvoud is van kleinschalige projecten zoals vispassages of habitattherstel.

Ook het type en aandeel aan getroffen maatregelen is interessant. Binnen die grootste groep oeverherstelprojecten ("riparian management") vinden we een aantal maatregelen waarmee we in Vlaanderen nog geen of zeer weinig ervaring hebben, zoals het toevoegen van dode bomen of laten omvallen van bomen in de oevers.



3 Foto's. Voorbeelden van 'natuurlijke' herstelprojecten in Australië, Engeland en Nederland (Geul), waarbij dood hout of omgevalen bomen in de waterloop (spontaan of aangebracht) zorgen voor een herstel van natuurlijke processen en habitats.



Dergelijke inventarisaties zijn niet enkel interessant voor de beschrijvende statistieken, ze laten tevens toe praktijken en de ruimtelijke implicaties te gaan evalueren. Voorbeelden hiervan zijn te vinden voor Denemarken en ook het Europese centrum voor rivierherstel heeft zo'n handboek (Deens centrum voor rivierherstel: www2.dmu.dk, Europees centrum voor rivierherstel: www.ECRR.org). Recent heeft ook een Europese KRW-werkgroep hydromorfologie een handboek van goede praktijkvoorbeelden opge maakt (helaas te sterk vanuit oogpunt milderende maatregelen), waarin het Vlaamse voorbeeld van de vrije meandering van de Dijle ten zuiden van Leuven is ingevoegd dat vele andere projecten in het handboek tot voorbeeld kan strekken. Voor Vlaanderen beschikken we natuurlijk tevens over het vademecum natuurtechniek inrichting en beheer van waterlopen, het recente handboek vismigratie en het handboek bufferzones dat enkele jaren geleden gerealiseerd is.

Waar staan we?

Om onze Vlaamse situatie te kunnen evalueren, hebben we bij betrokkenen gepeild naar succes- en faalfactoren voor herstelprojecten. Als succesfactoren werden als belangrijkste het integrale karakter aangegeven in de vorm van de meekoppeling of meeliften met andere functies, als tweede in rij werd het formuleren van goed afgebakende, heldere en aanvaardbare doelstellingen aangegeven en als derde factor de financiële dekking. Zowel uit de inventarisatie als bij de enquête kwam naar voor dat er een sterke nood is aan monitoring en evaluatie van projecten.

Om te kijken of we de doelstelling van een goede ecologische toestand in 2015 halen, moeten we de geplande inspanningen tegen het licht houden. De bekkenbeheerplannen bundelen deze plannen. Een eerste vaststelling is dat er in deze omvangrijke planbundels zeker wordt uitgegaan van de goede intenties van het integraal waterbeleid, waarbij ook het herstel van de structuurkwaliteit van de waterlopen als derde peiler staat. Maar in de uitwerking missen we een concrete doelstelling of inschatting hoe we de goede ecologische toestand gaan bereiken en bij de concrete acties blijven de herstelprojecten ver achter.

Wanneer we als voorbeeld het Vlaamse Maasbekken uitlichten, dan vinden we slechts ecologische herstelprojecten goed voor zo'n 280.000 euro voorzien voor de komende planperiode. Een inventarisatie in 2001 toonde dat in het Franse Maasbekken toen reeds 7,5 miljoen euro aan ecologische herstelprojecten was besteed vanuit een herstelvisie op het gehele bekken (IMC 2001). De aangehaalde Amerikaanse databank vermeldt zo maar even 5,5 miljard euro aan uitgevoerde herstelprojecten, waarbij de 2 grootste rivierherstelprojecten (Missouri en Kissimmee; samen zeker goed voor nog eens dat bedrag) nog niet inbegrepen zijn.

En zoals we in de inleiding aanhaalden, heeft een herstelbeheer nog niet eens zo kostelijk te zijn. Een ecologisch beheer dat gericht is op de spontane herstelmogelijkheden van de waterloop, hoeft enkel te zorgen voor een harmonieus samengaan met andere functies in de vallei en het faciliteren of versnellen van de spontane processen zoals erosie en sedimentatie (eventueel via weghalen oeververdediging, inbrengen dood hout).

Besluit

Als conclusie kunnen we stellen dat er een brede interpretatie van 'ecologisch herstel' gangbaar is, maar dat echt 'herstel' voorlopig nog grotendeels achterblijft.

Voor een geslaagd herstelproject is een voldoende kennis en doordachte aanpak in een integrale benadering vereist. Vaak ook volstaat een creatieve aanpak, waartoe hier een aantal praktijken en handboeken aangehaald werden.

Het huidige ambitieniveau met de voorziene acties uit de bekkenbeheerplannen heeft op korte termijn een evaluatiemoment nodig, om te kijken of de doelstellingen gehaald kunnen worden en welke bijstellingen vereist zijn.

Referenties

Bernhardt, E.S., Palmer, M.A., Allan, J.D., Alexander, G., Barnas, K., Brooks, S., Carr, J., Clayton, S., Dahm, C., Follstad-Shah, J., Galat, D., S. Gloss, P. Goodwin, D. Hart, B. Hassett, R. Jenkinson, S. Katz, G.M. Kondolf, P. S. Lake, R. Lave, J. L. Meyer, T.K. O'Don 2005. Synthesizing U.S. River Restoration Efforts. *Science* 308: 636-637.

Frissell C.A., Liss W.J., Warren C.E. & Hurley M.D. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management*, 10: 199-214.

Schneiders, A. & Van Daele, T. 2005. Waterbeleid. In: Dumortier M., De Bruyn L., Hens M., Peymen J., Schneiders A., Van Daele T., Van Reeth W., Weyembergh G. en Kuijken E. (red.) *Natuurrapport 2005. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid*. Mededeling van het Instituut voor Natuurbehoud nr. 24, Brussel. Pp.411-421.

IMC 2001. Inventarisatie ecologisch herstel Maas. Internationale Maascommissie, Luik.

K. Van Looy,
A. Schneiders en
T. Van Daele

Instituut voor natuur- en bosonderzoek
Kliniekstraat 25, 1070 Brussel

Dynamiek in het Grensmaas- gebied. Evaluatie van herstel- maatregelen: heden en toekomst

Langs de Grensmaas is meer bewegingsvrijheid voor de rivier het streefdoel. Door rivierherstelmaatregelen langs zowel de Nederlandse als de Vlaamse zijde wordt gepoogd om dit doel te bereiken.

Om een beoordeling te kunnen maken van de natuurpotenties bij deze verschillende inrichting- en beheervarianten is een geïntegreerde, dynamische modellering ontwikkeld. Dit model ECODYN tracht in het bijzonder de invloed van rivierdynamiek en beheerdynamiek op de ecotoopontwikkeling zo goed mogelijk in te schatten. Het integreert een aantal systeemprocessen in een expertmodel. Functionele kenmerken van ecotopen en de dynamiek in tijd en ruimte van de Grensmaas, worden erin gecombineerd, zodat een voorspelling van de ruimtelijke ontwikkelingen mogelijk wordt. Aan de hand van deze ecotopenvoorspelling is het mogelijk de verschillende natuurpotenties te evalueren en knelpunten naar inrichting en beheer te lokaliseren.

De huidige herstelprojecten langs de Grensmaas tonen ons de hoge natuurpotenties van het gebied zowel naar fauna en flora wanneer een spontane ontwikkeling wordt toegelaten.

Inleiding

De Grensmaas is het middenlooptraject van de Maas dat de grens vormt tussen Vlaanderen en Nederland. Het is een grindrivier met groot verval (gemiddeld 45cm per km) en grote peilschommelingen, omwille van het regengevoede karakter van de Maas. Dit zorgt voor extreme afvoerfluctuaties tussen de 10 en de 3000 m³/s. Hierbij wordt een hoogte overspannen van meer dan 7m tussen een lage en een hoge afvoer. Deze combinatie van een sterk verval, grote peilfluctuaties met korte piekafvoergolven na regenbuien, zorgt voor een grote overstromingsinvloed in de vallei, voornamelijk geuit in de kracht en de frequentie van overstroming.

Belangrijke randvoorwaarde bij rivierherstel langs de Grensmaas is de hoogwaterbescherming en de mogelijke invloed op grondwaterafhankelijke vegetaties aan de rand van de maasvallei. Naar veiligheid is vooral de aanwezigheid van een mijnverzakkingsgebied in de Grensmaasvallei een belangrijk aandachtspunt.

Naast de randvoorwaarden kent dit gebied tal van opportuniteiten voor natuurontwikkeling. Dankzij de aanwezigheid van de parallelle kanalen: Zuid-Willemsvaart aan de Vlaamse kant en het Julianakanaal, is de natuurlijke loop vrijgesteld van specifieke eisen voor scheepvaart. Hierdoor kan dit riviertraject haar dynamisch karakter met sterk fluctuerend overstromingsregime behouden. In de huidige situatie is de bedding sterk ingesneden in het landschap. Deze insnijding is het gevolg van grindwinning in de bedding, naast een verhoogde erosie ten gevolge van een enge bedijking. Om het contact van de rivier met de omliggende vallei te herstellen, is naast landwaartse dijkverleggingen, het vergraven van oevers en weerden noodzakelijk.

Daarvoor werd in 1994 het ruimtelijk concept 'Levende Grensmaas' ontwikkeld, dat uitgaat van meer bewegingsvrijheid voor de rivier. De

voornaamste doelen van dit concept omvatten natuurontwikkeling en ecologisch herstel gekoppeld aan een verhoogde hoogwaterbescherming. Het Nederlandse deel van dit concept is in het voorjaar 2007 vastgelegd en momenteel start de uitvoering. Voor het Vlaamse deel heeft de Vlaamse regering in mei 2001 de nodige wijzigingen in het Gewestplan Maasland goedgekeurd. De laatste jaren zijn aan Vlaamse kant reeds enkele rivierherstelprojecten uitgevoerd door NV De Scheepvaart. De grote ingrepen uit het plan worden de komende 5 jaar voorzien.

Verschiedende herstelmaatregelen worden hierbij toegepast zoals stroomgeulverbreding, oever- en weerdverlaging. Deze herstelmaatregelen streven naar het verbreden van het zomerbed en het ontwikkelen van een meer geleidelijke overgang van lage naar hoge oevers door de aanleg van een meer glooiend oeverprofiel. Hierdoor wordt opnieuw kansen geboden voor een meer diverse overstromingsdynamiek, zowel in frequentie als in kracht. Het toelaten van spontane ontwikkelingen staat hierbij centraal. Erosie- en sedimentatieprocessen worden opnieuw toegelaten zonder een gevaar te vormen voor de winterdijken. Een bijkomend essentieel onderdeel van de Levende Grensmaas is het spontaan laten ontwikkelen van diverse habitats. Binnen elk ontwikkelingsstadium vormen specifieke vegetaties een weerspiegeling van de heersende abiotische omstandigheden. Door zowel grasland-, ruigte-, struweel- en bosontwikkeling toe te laten, verhoogt de habitatdiversiteit in de vallei waardoor tal van dieren en planten hiervan kunnen profiteren.

Wat de natuurpotenties zijn langsheen de Grensmaas en welk beeld we bij de verschillende inrichtingsplannen in de toekomst kunnen verwachten, blijven belangrijke vragen. In het eerste gedeelte van dit artikel zal ingegaan worden op het beleidsondersteunend modelinstrument dat we ontwikkeld hebben om toekomstige inrichtingsmaatregelen te evalueren, in het tweede gedeelte beschrijven we een aantal herstelprojecten langsheen de Grensmaas.

De rivier gemodelleerd: ECODYN

Voor het Grensmaasgebied geldt rivierdynamiek als belangrijkste standplaatsfactor. De term 'rivierdynamiek' omvat 2 delen, hydro- en morfodynamiek. Hydrodynamiek beïnvloedt de vegetatie door onderdompeling en wordt gekwantificeerd in overstromingsduur en -frequentie. De morfodynamiek wordt gekenmerkt door sedimentatie- en erosieprocessen en bepaalt het substraat alsook de terugzetting van vegetatie. Samen sturen zowel het optreden van overstroming als van erosie en sedimentatie de vegetatieontwikkeling. In het grootste deel van het Grensmaasgebied zijn stroomsnelheid en overstromingsfrequentie de sterkst discriminerende factoren voor standplaatsafbakening (Van Looy & De Blust 1998). Dit staat in contrast met de laaglandrivieren waar overstromingsduur en grondwaterstanden vaak het meest bepalend zijn.

Vanuit onze ecosysteemkennis van deze rivier hebben we voor de Grensmaas een ecologisch model ECODYN opgebouwd. Dit heeft als doel om de ecologische effecten van herstelmaatregelen te kunnen evalueren en op basis hiervan de inrichting bij te sturen. Dit model integreert verschillende systeemprocessen in een expertmodel. Functionele kenmerken van ecotopen en de rivierdynamiek

van de Grensmaas worden gecombineerd, zodat een voorspelling van de ruimtelijke ontwikkelingen mogelijk wordt. Voor een optimale bruikbaarheid binnen de onderzoeken aan de Grensmaas is de opbouw van het model opgehangen aan de bestaande rivierkundige en grondwatermodellen. Het is in principe een gebiedsspecifiek model voor de Grensmaas waarbij de opbouw wel voor andere gebieden gebruikt kan worden.

De schaal en nauwkeurigheid van de ecologische modellering is rechtstreeks verbonden met de uitvoer van de verschillende hydraulische en grondwater modellen (tabel 1; Van Braeckel & Van Looy 2004, 2005). De basiscellen uit het hydraulische riviermodel vormen de belangrijkste basiseenheden voor dit ecologisch model. De eerste toepassingen van het model gebeuren op niveau van de volledige vallei en een deeltraject (Van Braeckel & Van Looy 2004, 2005). Voor de voorspellingen op gebiedsniveau is een verdere detaillering uitgevoerd (Van Braeckel & Van Looy, in prep.). Het combineren van de berekende waterhoogtes met het digitaal hoogtemodel binnen het winterbed zorgt voor een verfijning van de Ecodyn-modelresultaten (5mx5m-grid), zodat lineaire rivierelementen beter in beeld worden gebracht.

In ECODYN worden een aantal ecologische processen in verschillende modules gegoten en geïntegreerd tot een ruimtelijk voorspellend model (figuur 2). Het model is opgebouwd uit een stapsgewijze verkenning van de ontwikkeling van fysiotopen en ecotopen in het gebied in ruimte en tijd. Deze ontwikkelingen zijn gebaseerd op de expertise vanuit een reeks onderzoeksprojecten in de Grensmaasvallei (Van Looy 2005, Van Braeckel & Van Looy, 2004, 2005).

Afbakening van de standplaatsfactoren in de fysiotop- en pionier-module

In een eerste stap worden de rivierafhankelijke fysiotopen afgebakend. Het riviermodel schetst ruimtelijke standplaatskenmerken én tijdstappen d.m.v. de overstromde zone bij specifieke afvoergolven met hun kenmerkende retourperiode. Deze *hydrodynamische parameters*, overstromingsfrequentie en -duur, worden afgeleid op basis van stationaire afvoergolven die maatgevend zijn voor de verschillende rivierzones (tabel 2.). Binnen de hydrologische zones, afgebakend op basis van overstromingsfrequentie kunnen morfologische eenheden onderscheiden worden (tabel 2). De *morfodynamiek* wordt weerspiegeld door verscheidene stroomsnelheidverdelingen bij verschillende afvoergolven. Verschillen in sedimentkarakteristieken wordt uit de hydraulische modeloutput afgeleid aan de hand van ranges van stroomsnelheden binnen de verschillende hydrologische zones.

Deze stroomsnelheden zijn de berekende waarden bij een stationaire doorrekening van piekafvoeren. De grenswaarden van de stroomsnelheden zijn

Tabel 1. Invoer- en uitvoerdata met niveau en schaal voor opmaak ECODYN, en gebruikte modeldata

Object	Data	Celgrootte	Referentie
Hydraulisch model	1D -data: waterhoogtes 2D - data: stroomsnelheden, schuifspanningen	cellen 20x50m	Severyns et al. 2001
Grondwater model	GHG, GVG, GLG	25x25m	Fourneau et al. 2003
Digitaal Hoogte Model	Bodemhoogtes (TAW)	5x5	OCGIS-Vlaanderen
Ecotopen/vegetatie-kartering	Polygonen (1:5.000-1:25.000)	2 - 10m	Van Looy 1998

Tabel 2 Afbakening van hydrologische en hydromorfologische zone

Hydrologische zone	Debiet- klassen (m³/s)	Overstr- omings- frequentie	Hydromorfologische Zone	Bep Debiet (m³/s)	Water- diepte (m)	Stroomsnelheid (m/s) bij bep. Debiet
						Min Max
Rivierbed	0-300	356 d/j	Diepe bedding	10	>0,5	
			Ondiepe bedding	10	<0,5	
		100-356d/j	Grindbank	300		
Bankzone	300-800	20-100d/j	Hoge grindbank	975		1,2 1,5
			Zandrug	975		0,8- 1,2
			Lage oever	975		0,4- 0,8
Lage weerd	800-1250	1-5x/j	Lageweerdzandrug	1920		> 0,8
			Dynamisch grasland	1920		0,6 0,8
			Overstromingsgrasland	1920		0,4 0,6
Hoge weerd	> 1250	1x/j	Droog stroomdalgrasland	1920		0,6 0,8
			Stroomdalgrasland	1920		0,2 0,6
		<1x/j	Hogeweerdgrindbank	3000		1,5 1,8
			Hogeweerdzandrug	3000		1,2 1,5
			Hogeweerdlempakket	3000		0,8 1,2
			Stroomdalgrasland	3000		0,005 0,8
			Hogere weerden	3000		<0,005

gebaseerd op geijkte waarden voor het 2-dimensionale hydraulische model SCALDIS (Mwanuzi & De Smedt, 1997, Kwedza, 2002). Voor de recente toepassing zijn deze waarden aangepast aan de gebruikte WAQUA modellering, gekalibreerd en in beperkte mate intern gevalideerd. Omwille van de beperkte aanwezigheid van langdurig beheerde natuurterreinen en het verstoorde overstromingsregime door hoge zomerdijken, is een uitgebreide validatie-oefening moeilijk.

Een voorbeeld van interne validatie zijn de voorspelling uit de pioniermodule waar hogeweerdgrindbank en -zandrug als validatie-object gebruikt zijn. Inventarisatie van voorspelde habitats van deze pionierecotopen wees op een relatief goede voorspelling (83-85%). Ook de vergelijking voorspelde habitats en geïnventariseerde plantensoorten van die habitats bedroeg gemiddeld 77%. Vooral de soorten die sterk rivierafhankelijk zijn scoren goed (zoals Grote tijm, Sikkelklaver, Ronde ooievaarsbek, Wondklaver en Veldsalie). Soorten die ook bij grindwinningen voorkomen zoals Eironde leeuwebek en Kandelaartje scoren lager.

Naast fysiotopten gekarakteriseerd door hydro- of morfodynamische parameters worden een beperkt aantal grondwaterafhankelijke fysiotopten onderscheiden op basis van gemiddelde grondwaterstanden zoals afgesloten waterplas en moeraszones. De grondwatermodellering berekent hiervoor grondwaterstijghoogten op periodegemiddelden waaruit gecombineerd met bodemkenmerken deze fysiotopten onderscheiden worden.

Op deze manier krijgen we een afbakening van diverse abiotische eenheden, waarbinnen een specifieke vegetatieontwikkeling kan optreden. Deze fysiotopten dienen dus om het voorkomen van biotische eenheden of ecotopen mee te voorspellen. Elk ecotoop wordt bepaald door een successiestadium in de vegetatieontwikkeling en een specifieke soortensamenstelling. Welk ecotoop zich binnen elk fysiotoop kan ontwikkelen is afhankelijk van de snelheid en richting van successie en haar gevoeligheid voor beheer. Afhankelijk van rivier- en beheerdynamiek kan zo aan elk fysiotoop een successiereeks, bestaande uit een reeks van ecotopen, gekoppeld worden.

Voorspelling van de vegetatiestructuur per fysiotoop

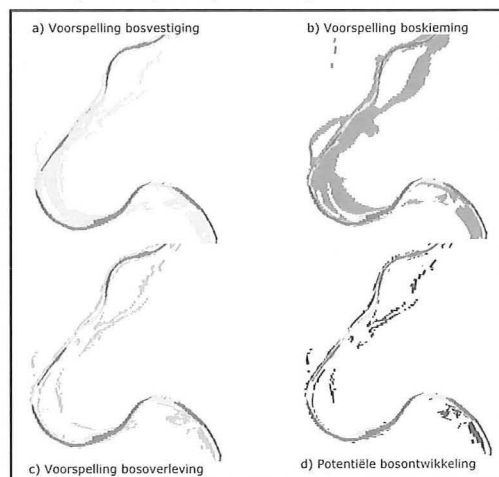
Omwille van de verschillen in sturende factoren, wordt een onderscheid gemaakt in vegetatieontwikkeling tussen een stroombergend en een stroomvoerend gedeelte van de rivier.

In de **stroomvoerende** sectie (bankzone en lage weerd) is de rivier zeer dynamisch waardoor vegetatieontwikkeling frequent wordt teruggezet. Open plekken en *pionierecotopen* kenmerken deze zone (pioniermodule). Deze pionierecotopen vormen voor de Grensmaas belangrijke types die

ontstaan bij hoge stroomsnelheden. Ze worden gekenmerkt door een periodieke terugzetting van de vegetatieontwikkeling.

Op de minder dynamische delen wordt de successie minder geremd en ontwikkelt zich *zachthoutstruweel en -bos* (bosmodule). Bij de doorrekening in ECODYN worden verschillende sequenties van bosontwikkeling in tijd en ruimte onderscheiden. Voor het proces van bosontwikkeling worden als tijdsfasen kieming, vestiging (struikfase) en overleving (boomfase) onderscheiden (Figuur 1). Hiervoor wordt gevarieerd binnen ruimtelijk onderscheiden eenheden van nevengeulen, hoge oevers, longitudinale en meandergrindbanken. Voor deze tijd- en ruimtesequenties worden uit de hydraulische modellering schuifspanningsranges bij kritische afvoeren gehanteerd om de mogelijkheden voor bosontwikkeling aan te geven. De stochasticiteit van deze kritische evenementen wordt in de modelomgeving ondervangen door het gebruik van de gemiddelde afvoerreeks met haar specifieke retourperiode.

Figuur 1 Resultaat uit de bosmodule met de voorspelde zones waar elke ontwikkelingsfase kan optreden: bosvestiging (a, geel), boskieming (b, rood), bosoverleving (c, groen) samen de resultante de bospotenties (d, bruin) zoals voorspeld met ECODYN

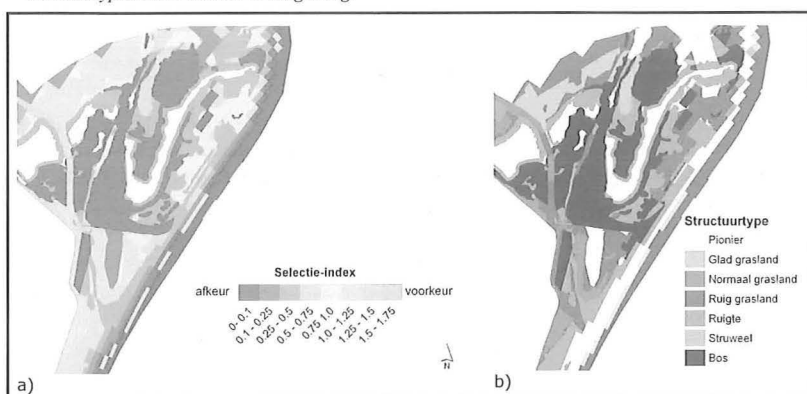


In het **stroombergend** deel wordt de vegetatieontwikkeling binnen elk fysiotoop voornamelijk bepaald door de successiesnelheid, gevoeligheid voor beheer en het gevoerde beheer. Uitzonderingen hierop zijn pioniersituaties met een sporadische ontwikkeling zoals hogeweergindbanken, -zandruggen, ... en die binnen ECODYN geïntegreerd worden door enkel met ze rekening te houden bij een ontwikkeling langer dan 10 jaar. Binnen ECODYN worden 2 natuurbeheervormen onderscheiden: een variant zonder beheer of de *autonome ontwikkeling* (successiemodule) en één met natuurlijke *extensieve jaarrondbegrazing* (begrazingmodule). In deze stroombergende zone kan in deze minder dynamische gebieden bij de afwezigheid van grazers of andere beheersmaatregelen de successie ongehinderd voortschrijden. Bij de variant met extensieve begrazing wordt de potentiële afremming van successie onder invloed van grote grazers in dit stroombergend deel van de rivier voorspeld. Voor elk fysiotoop is een reeks met vegetatiestructuurklassen onderscheiden (pioniervegetatie, grasland, ruigte, struweel en bos)

waaraan specifieke ecotopen of vegetatietypes zijn gekoppeld (Van Looy & De Blust, 1998). Het successieschema (Van Looy et al., 2005) is afgeleid uit permanent kwadraatonderzoek tussen 1994 en 2002. Langdurige vegetatieontwikkelingen van 50 jaar zijn ingeschat op basis van literatuur en ontwikkelingen in referentiegebieden (o.a. Allier) aangezien de meeste natuurontwikkelingsterreinen nog maar een 10-tal jaar lopen.

Ruimtelijk wordt het potentieel effect van extensieve begrazing op de vegetatiestructuur bepaald op basis van toegankelijkheid en habitatselectie (figuur 2). Uit onderzoek in de natuurterreinen langs de Grensmaas bleken deze twee parameters sterk bepalend. De toegankelijkheid voor grazers speelt in riviergebieden vaak een sturende rol (bvb. door overstroming). Langs de Grensmaas wordt dit nog versterkt door de aanwezigheid van talrijke waterpartijen, winter- en zomerdijken en bossen binnen een begraasd gebied. Desondanks blijft habitatselectie de belangrijkste basis voor de voorspelling van de ruimtelijke variatie in grasintensiteiten van runderen en paarden. De voor- en afkeer van paard en rund voor een specifiek vegetatietype bepaalt sterk of het type zal behouden blijven of dat een voortzetting van vegetatiesuccessie zal optreden door bvb. verruiging, verstruweling of verbossing. De combinatie van grasintensiteit en grasgevoeligheid van de vegetatie bepaalt of fixatie, vertraging of het ongemoeid laten van de successie optreedt. De successiesnelheid speelt bij de ruimtelijke verdeling van vegetatiestructuren dus een belangrijke rol. Binnen ECODYN wordt de grasintensiteit nog aangevuld met ruimtelijke variabelen zoals isolatie en winter toegankelijkheid alsook plekgrootte. Habitatkwaliteit en toegankelijkheid geven op deze manier aanleiding tot de ruimtelijke patroonvorming bij extensieve jaarrondbegrazing.

Figuur 2 Resultaatkaarten uit de voorspelling uit de begrazingmodule: a) Ruimtelijke verdeling van de selectie-indexen van de grazers met inwerking van ruimtelijke parameters, b) Verdeling van de voorspelde structuurtypen onder invloed van begrazing.



Herstelprojecten langs de Grensmaas

Huidige herstelprojecten langs de Grensmaas leren ons veel over de potenties voor de flora en fauna in het gebied en worden tevens gebruikt bij de kalibratie en interne validatie van de verschillende modules in het ecologisch model.

Herstelprojecten rivierbedverruiming: Meers (NL) en Meeswijk (B)

Het Nederlandse proefproject **Meers** loopt al vanaf 1998 waarbij grote ingrepen van rivierbedverbreiding en weerdverlaging werden uitgevoerd. Het gebied toont een rijke morfologische diversiteit met grote grindbanken en uitgeschuurde erosiegeulen vergelijkbaar met referentiesituaties langs de Allier (F, figuur 3). In de oevers treden fijne sedimentafzettingen op waar gradiënten ontstaan van zachthoutoobos naast lage weerd en hoge weerd ruigtes (figuur 4).

Figuur 3: Herstel van grindruggen en point bars in Meers (a) en een referentierivier de Allier (b; Frankrijk)



a. Meers



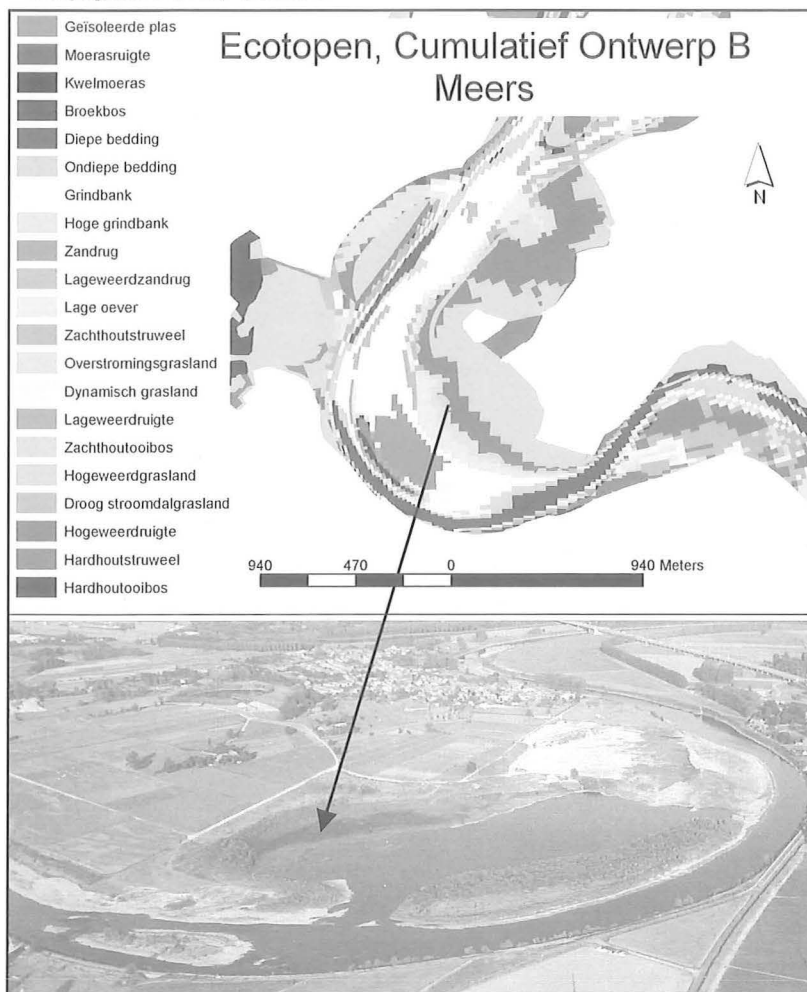
b. Referentie Allier

Naast een snelle ontwikkeling van soortenrijke vegetaties van zowel pioniersituaties, grasland, ruigte als bos, toonde het terrein ook een opvallende kolonisatie door typische grindriversoorten. Zowel typische flora-elementen (bvb. Riempjes) als typische fauna-elementen zijn hier teruggevonden. O.a. de Kleine tanglibel en Rivierrombout zijn waargenomen naast vissoorten zoals Barbeel en Kopvoorn en de kenmerkende vogelsoort van grindbanken de Kleine plevier.

Het tweede herstelproject is gelokaliseerd aan Vlaamse zijde van het veer van **Meeswijk**. In oktober 2003 is hier door Afdeling Maas en Albertkanaal een oeververlaging en bedverbreiding uitgevoerd. Hierbij is een kilometer oever afgegraven waardoor de oeverlijn met zo'n 50 meter is teruggetrokken. Na één jaar ontstond een brede grindbank met een afwisselend patroon van gesedimenteerd fijn grind, naast een erosiezone tot op een grof grindige afpleisteringslaag (figuur 5).

Ook hier koloniseerden snel typische flora en fauna-elementen de herstelsite. De vegetatie bevatte een ruim aandeel aan kensoorten van zowel zandbanken (o.a. Zandweegbree, Kompasla, ...) als grindbanken (Kleine leeuwebek, Gewone steenraket, ...). De loopkevergemeenschap als

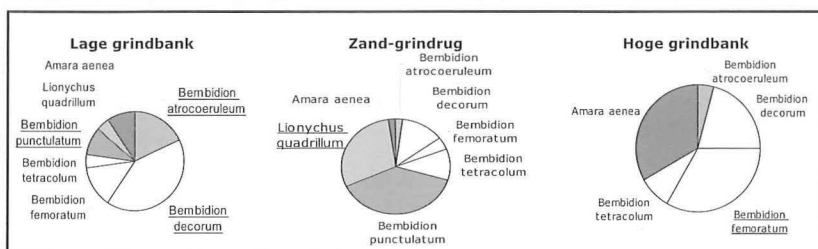
Figuur 4. De ontwikkeling van ecotopen, zoals voorspeld met ECODYN, wordt op het terrein duidelijk weerspiegeld in het pilotproject Meers.



Figuur 5. De nieuw aangelegde grindbank te Meeswijk, met aanduiding van de zones waar na een eerste winter sedimentatie en erosie (afpleistering) is opgetreden.



Figuur 6. Loopkevergemeenschappen in verschillende ecotopen na de oeververlaging in Meeswijk



belangrijk fauna-element (Van Looy et al. 2005) vertoonde reeds in het voorjaar na de afgraving een onmiddellijke kolonisatie door kenmerkende Grensmaassoorten en een duidelijke ruimtelijke differentiatie binnen de herstelsite (figuur 6). Op de lage grindbank kwamen vooral zeldzame soorten zoals *Bembidion decorum* en *B. atrocoeruleum* voor. Op de zand-grindrug waren vooral de gravende soorten *Lionychus quadrillum* aspectbepalend. Op de hoge grindbank overheersen *Bembidion femoratum*, *B. tetracolum* en *Amara aenea*.

Herstelproject contact rivier-winterbed: Negenoord-Kerkeweerd(B)

Eind 1999 werd in aansluiting met het natuurgebied Kerkeweerd (Dilsen-Stokkem) door Afdeling Maas en Albertkanaal een aanzet gegeven tot een hoogwatergeul in de Groeskens. Door het spontaan optreden van terugschrijdende erosie tijdens de overstromingen van 1999, 2000 en 2002 is deze hoogwatergeul omgevormd tot een indrukwekkende erosiegeul (figuur 7) tot op de onderliggende grindlaag.

Figuur 7: spontaan geërodeerde hoogwatergeul



Door het toelaten van spontane sedimentatie-erosieprocessen in deze hogere zones, zonder gevaar te vormen voor de hoogwaterbescherming, ontstaan zodoende zeldzame hogeweerd ecotopen. In deze stroombergende zones is het ook van belang om spontane vegetatieontwikkeling in de natuurgebieden langs de Grensmaas toe te laten. Hierbij wordt bij voorkeur geopteerd voor extensieve jaarrondbegrazing als beheermaatregel om de aanwezige abiotische en biotische gradiënten te behouden en/of te accentueren.

De interactie van erosie, sedimentatie en overstroming, is belangrijk als standplaatsfactor én als vector voor de zaadverspreiding van tal van maassoorten (Van Looy et al. 2002). Samen met de ruimtelijk gevarieerde begrazingsdruk van de vrijlopende runderen en paarden zorgen ze langs de Grensmaas voor het ontstaan van een soortenrijk ruimtelijk patroon van habitats. Dit varieert van tal van pioniersituaties, naar graslanden met zeldzame stroomdalgraslandsoorten zoals Gulden sleutelbloem, Knolsteenbreek, Harige ratelaar, Veldsalie,... tot de typische ruigten met o.a. Poelruit, zomen met Kruidvlier en zachthout- en hardhoutstruwelen en -bossen.

Conclusie

Rivierherstel langs de Grensmaas vertoont tal van potenties naar natuurontwikkeling. De huidige herstelprojecten tonen aan dat een spontane ontwikkeling van ecotopen met zijn kenmerkende flora- en fauna elementen mogelijk is. De rivier speelt hierbij een belangrijke rol, zowel naar creatie van gunstige standplaatsen als naar de verspreiding van de soorten.

Om geplande inrichtingsmaatregelen in het Grensmaasgebied te evalueren en bij te sturen is een expertmodel ECODYN opgesteld. Dit model is ontwikkeld op basis van een dynamische aaneenschakeling van expertsystemen vanuit een brede, multidisciplinaire modelbenadering. De dynamiek en interactie tussen de verschillende processen kenmerkend voor dit riviersysteem, zitten vervat in verschillende modules die doorheen verschillende tijdstappen op elkaar inwerken. Hiermee wordt gepoogd om het complexe planproces van een groot rivierherstelproject zoals dat van de Grensmaas te evalueren. De resultaten van de toepassing van ECODYN zijn in ieder geval bemoedigend, aangezien het ruimtelijk patroon van gemodelleerde ecotopen overeenkomt met de patronen in het veld zowel naar bosontwikkeling als pionierontwikkeling.

Referenties

Kwedza, J.P. (2002), Ecotope Modelling and its Impact on the Common Meuse Restoration Project, PhD Thesis Interuniversity Programme in Water resources Engineering. Department of hydrology and hydraulic engineering, Vrije Universiteit Brussel.

Mwanuzi, F. & De Smedt, F. (1997), Proceedings of the 9th international conference on transport and sedimentation of solid particles, 2-5 September 1997, Cracow Poland, 285-296.

Severyns, J., Jochems, H. & Van Looy, K. (2001), Natuurinrichting en de abiotisch-biotische samenhang in riviersystemen, Rapport VLINA00/12, Vakgroep Hydrologie & Waterbouwkunde, VUB, Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.

Fourneau, J., Severyns, J., Batelaan, O., Desmedt, J. & Meire, P. (2003), Ecohydrologische systeemstudie Grensmaas: deelgebieden Vijverbroek en Maaswinkel, Rapport Universiteit Antwerpen, 03-R51. Antwerpen.

Van Braeckel, A. & Van Looy, K. (2004), Cumulatief Onderzoek Grensmaas Ecologie, Verslag van het Instituut voor Natuurbehoud, IN.O.2004.2, Brussel.

Van Braeckel, A. & Van Looy, K. (2005), Gemeenschappelijke Maas: Ecologische effecten van ingreepsscenario's centrale sector van Maasmechelen tot Maaseik, Verslag Instituut voor Natuurbehoud, IN.O.2005.06, Brussel.

Van Braeckel, A. & Van Looy, K. (In voorbereiding). Ecologische effecten van ingrepen langs de Gemeenschappelijke Maas Focus: Zuidelijke sector, Rapport van het Instituut voor Natuur en BosOnderzoek, Brussel.

Van Looy, K. & De Blust, G. (1998), Ecotopenstelsel Grensmaas. Een ecotopenindeling, referentiebeschrijving en vegetatietypering voor de Levende Grensmaas, Rapport Instituut voor Natuurbehoud, 1998.25, Brussel, 99 pp.

Van Looy, K., Vanacker, S. & De Blust, G. (2002), Biologische monitoring in het integraal monitoringsplan Grensmaas, Rapport Instituut voor Natuurbehoud, 2002.01, Brussel. 46 pp

Van Looy, K., Van Braeckel, A. & De Blust, G. (2005), De dynamiek ontleed in tijd en ruimte. Dynamische modellering Vegetatiesuccessie Natuurontwikkeling Grensmaasproject, Landschap, 22 (3) :127 – 139.

A. Van Braeckel en K. Van Looy

*Wetenschapper
Instituut voor Natuur en BosOnderzoek,
Kliniekstraat 25, 1070 Brussel.
Contact: Alexander.VanBraeckel@inbo.be
tel.0032/2.528.88.95*

Natuurvriendelijke oevers langs de IJzer: een meerwaarde voor de natuur?

De IJzer is een typische regenrivier waarbij na zware neerslag hoge piekdebieten kunnen optreden. Deze hoge piekdebieten en de golfslag als gevolg van de toegenomen gemotoriseerde plezier- en toervaart, resulteerde in problematische oeverafkalvingen, vnl. in het deel Diksmuide-Nieuwpoort. Gezien de kwetsbaarheid van het omliggende poldergebied voor overstromingen worden oeverherstelprojecten uitgevoerd. De Afdeling Bovenschelde van de N.V. Waterwegen en Zeekanaal (W&Z) investeerde de voorbije jaren in diverse vormen van natuurvriendelijke oevers (Natuurtchnische MilieuBouw) en oeverinrichting. Dit past in de doelstellingen van de Kaderrichtlijn Water die een goede ecologische toestand beoogt van onze oppervlaktewateren tegen 2015.

In het kader van een evaluatieproject, in opdracht van W&Z, Afdeling Bovenschelde, worden deze verschillende natuurvriendelijke en oude klassieke oeververdedigingen sinds 2005 door het INBO onderzocht op hun ecologische waarden. Na een eerste monitoringsronde kunnen een aantal voorlopige uitspraken gedaan worden op basis van de vegetatie, broedvogels en stabiliteit.

Inleiding & problematiek

De IJzer stroomt Vlaanderen binnen ter hoogte van Roesbrugge en mondt na circa 44 km uit in de Noordzee via een groot sluiscomplex te Nieuwpoort. Het is een typische regenrivier. Bij zware neerslag kan het peil snel stijgen en stroomt het water in het overstromingsgebied de IJzerbroeken (aangeduid als Vogelrichtlijn- en Ramsargebied) stroomopwaarts Diksmuide. Uit het hydrodynamisch numeriek model voor de IJzer blijkt dat het behoud van dit overstromingsgebied absoluut noodzakelijk is voor de beveiliging van

de bewoonde zones.

In 2001 werd door het INBO een verkennende ecologische gebiedsvisie opgesteld (De Rycke et al., 2001) waarbij volgende krachtlijnen de belangrijkste zijn :

(1) Meer ruimte voor water en natuur, met het behoud en het herstel van de natuurlijke overstromingsvlakte van de IJzer en de hierbij horende natuurlijke landschapsecologische kenmerken (herstel natte soortenrijke hooilanden, moeras en moeras- en ooibos). Zo natuurlijk mogelijke waterpeilen dienen ingesteld te worden in de vallei.

Foto 1: Betonkopbalken



Foto 3: Onverdedigde oever: Steiloever



Foto 2: Onverdedigde oever: rietoever



Foto 4: Onverdedigde oever: tussentype



(2) Een optimale ontwikkeling van de rivierkarakteristieken. Hierbij is het herstel en/of de bevordering van spontane en natuurlijke processen en een goede water- en waterbodempkwaliteit van belang. Doel is een grote variatie aan oeverecotopen (zand/slibplaten, afkalvende oevers, verlandingszones, brede rietkragen, overhangende struwelen, ...).

Gedurende de laatste 10 jaar is door Waterwegen en Zeekanaal NV (W&Z), Afdeling Bovenschelde, geïnvesteerd in natuurvriendelijke oevers langs de IJzer via diverse NTMB- (NatuurTechnische MilieuBouw) toepassingen. NTMB heeft als doel om ecologische belangen te integreren in infrastructuurwerken. Sinds 2004 loopt een monitoringsproject om de uitgevoerde projecten en technieken te evalueren. Het is de bedoeling om de NTMB oevers te vergelijken met de klassieke oeververdediging (foto 1) enerzijds en met de natuurlijke oevertypes anderzijds (nl. rietoever, steiloever en het tussentype, zie foto 2-4).

Oevers en oeververdedigingen

Langs de IJzer werden een groot aantal diverse oeververdedigingstechnieken toegepast (tabel 1).

Tabel 1: Lengteverdeling tussen de diverse oeververdedigingstechnieken langs de IJzer

Oevertype	Lengte (m)	%
Harde oeververdedigingen		
asfaltmastiek	1.098	1,3
betonblokken	500	0,6
betonkopbalk	16.765	19,3
betonpalen onder water	205	0,2
betonpuin	472	0,5
metaalplaten/schanskorven	594	0,7
metselwerk	13.936	16,0
schanskorven	503	0,6
stalen damplanken	155	0,2
stortstenen+asfaltmastiek	890	1,0
verticale betonpalen	2.264	2,6
totaal	37.382	43,0
NTMB		
dubbele palenrij	647	0,7
enkele palenrij	2.250	2,6
houten dwarsplanken	5.092	5,9
mutategels (plat)	1.848	2,1
mutategels (steil)	1.156	1,3
vooroever	2.145	2,5
vooroever+mutategels	120	0,1
totaal	13.258	15,3
Onverdedigde oevers	36.263	41,7
Totaal	86.903	100,00

Onverdedigde oevers maken nog steeds bijna 42 % uit van de totale lengte van de IJzeroevers. Dit geeft de IJzer een hoge natuurwaarde. Harde oeververdedigingen beslaan 43%, waarbij hoofdzakelijk betonkopbalken (19 %) werden toegepast. NTMB-toepassingen maken 15 % uit van de totale oeverlengte. Hieronder volgt een beschrijving van de NTMB-oevers die in het onderzoek werden betrokken.

Doorgroeitegels

Een eerste techniek die gebruikt wordt, zijn de doorgroeitegels. Dit zijn betonnen platen, meestal met een oppervlakte van 1 m². In deze tegels bevinden zich op regelmatige afstanden ronde doorgroeiopeningen zodat vegetatie zich kan vestigen. De openingen hebben een oppervlakte van minstens 35% van de tegel. Er werden 2 varianten aangewend:

a) Mutategel "plat": Hierbij werden 4 doorgroeitegels aanliggend van in het water tot op de talud geplaatst. De eerste tegel bevindt zich onder water onder een helling van ongeveer 20°. De tweede tegel wordt er net boven geplaatst zodat deze zich gedeeltelijk onder en boven de waterlijn bevindt onder een helling van 40°. De derde en vierde tegel worden op de talud geplaatst (foto 5). In de openingen werd Riet aangeplant. De term "plat" slaat dus op de onderwater gelegen tegel.

b) Mutategel "steil": Is hetzelfde principe als bij mutategel plat, maar de onderwater geplaatste tegel werd achterwege gelaten. Ook hier werd Riet aangeplant in de openingen.

Enkele palenrij

Deze techniek bestaat uit een enkele palenrij vóór het oever- of dijktaalud (gestut door middel van schanskorven), zodanig dat er een kleine plasberm ontstaat (foto 6). Het achterliggende talud wordt bijkomend beschermd door een kunststoffen honingraatstructuur die afgedekt

Foto 5: doorgroeitegels



Foto 6: Enkele palenrij, onder water gestut met schanskorven en Riet aangeplant op kokosrollen. Geotextiel is zichtbaar op deze foto.



wordt met streekeigen grond. Onder de schanskorven en de honingraatstructuren wordt een versterkende laag geotextiel aangebracht. Om betere vestigingsmogelijkheid van oeverplanten te creëren werden kokosrollen geplaatst, beplant met Riet in een lage densiteit (max. 8 planten/m) met het oog op de spontane vestiging van andere oeverplanten.

Houten dwarsplanken

Op plaatsen met een zeer steile onderwaterbodem werd een volle houten wand voorzien, langs de waterzijde gestut met schanskorven. Er kunnen 2 varianten onderscheiden worden in deze toepassing (volgens aanlegjaar):

a) Type A aangelegd in 1999. Hierbij werd een versterkende laag geotextiel aangebracht en

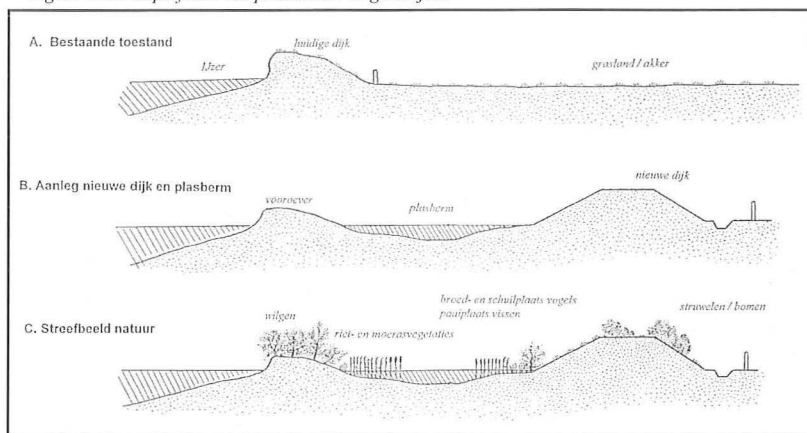
Foto 7: Houten dwarsbalken, 6 jaar na aanleg



Foto 8: Vooroeververdediging ter hoogte van het Blankaartbekken



Figuur 1: Dwarsprofielen van plasbermen langs de IJzer.



Tabel 2. De beheermonitoringschaal (Demeulenaere et al., 2002)

Code	Omschrijving	Bedekking	Aantalschatting
D	dominant	>75%	irrelevant
H	halfbedekkend	50-75%	irrelevant
K	kwartbedekkend	25-50%	irrelevant
B	bedekkend	5-25%	irrelevant
A	abundant	<5%	>1001
F	frequent	<5%	101-1000
V	verspreid	<5%	11-100
S	schaars	<5%	4-10
ZS	zeer schaars	<5%	1-3

Riet (8 planten/m) aangeplant op kokosrollen (foto 7);

b) Type B aangelegd in 2003. Hierbij werd eveneens een versterkende laag geotextiel aangebracht maar er werd reitspecie (oever- en watervegetatie met wortelmateriaal) uit de omgeving ingewerkt (geen echte aanplant). Ook werd er grond gestort tot tegen de dwarsplanken. Op een aantal plaatsen werd de bestaande rietkraag deels behouden.

Vooroevers

Tijdens de winterperiode van 2002-2003 werd door een combinatie van vorst en piekdebieten een aantal afkalvingen langs de rechteroever ter hoogte van het Blankaartbekken vastgesteld. Aangezien deze oevers in Vogelrichtlijn- en Ramsargebied liggen werd geopteerd voor een zo natuurvriendelijk mogelijke oplossing. Er werd gekozen voor een vooroeververdediging (aaneengesloten palenrij van dennenhout met diameter 20 cm) die een 3-tal meter in het water werd geplaatst (Foto 8). De sterke afkalvingen werden terug aangevuld met streekeigen grond; om een vlugge kolonisatie van vegetatie te bewerkstelligen, werd reitspecie uit naburige waterlopen gebruikt.

Brede oeverzones

Deze techniek bestaat uit een dijkverplaatsing met de aanleg van brede plasbermen. Hierbij wordt tussen de huidige oever en de nieuwe dijk een ondiepe, natte zone gecreëerd waarin zich water- en moerasvegetaties kunnen ontwikkelen. Deze plasberm, al dan niet in open verbinding met de IJzer, wordt ervan gescheiden door een vooroever. Deze vooroever is noodzakelijk voor het opvangen van de erosiekracht van het water. Deze techniek werd toegepast in Mannekensvere. Figuur 1 toont schetsmatig een dergelijke plasberm.

Monitoringmethode

Vegetatie

De volledige oeverlengte van NTMB-oevers op gedetailleerde wijze monitoren zou een te arbeidsintensieve en te dure operatie zijn. Daarom werd voor elk type NTMB-oever drie representatieve locaties gekozen en per locatie werden 3 proefvlakken genomen, telkens één ter hoogte van de waterlijn en één ter hoogte van het talud. Op basis van een aangepaste minimum areaalbepaling (Kent & Coker, 1992) bleek een proefvlak van 25 m² (25m x 1m) aanvaardbaar te zijn.

De vegetatieopnamen werden verricht in 2005 volgens de 'beheermonitoringschaal' (De Meulenaere et al., 2002) een aangepaste schaal van Tansley en Braun Blanquet (Tabel 2).

Om de ecologische waardering van de aanwezige vegetatie op een meer cijfermatige basis te kunnen bewerkstelligen, werden de aangetroffen

soorten ingedeeld in soortgroepen. Deze indeling gebeurde op basis van CLM ecotopen (Runhaar *et al.*, 2004).

a) Typische oeversoorten: de aanwezigheid van deze soorten ter hoogte van de waterlijn duidt op de kenmerkendheid of natuurlijkheid van de oever. Enkele typische oeversoorten zijn: Riet, Grote kattenstaart, Koninginnekruid, Oeverzegge, Pitrus en Zeegroene rus.

b) Pionierssoorten: de aanwezigheid van pionierssoorten is een indicatie voor de ontwikkelingsgraad van de vegetatie en/of de aanwezige waterdynamiek. Voor pionierssoorten specifiek gebonden aan natte of vochtige milieus werd een aparte lijst opgesteld. Deze oeverpioniers worden ook tot de typische oeversoorten gerekend. Enkele typische oeverpioniers zijn: Blaatrekkende boterbloem, Kluwenzuring, Rode waterereprijs en Waterpeper.

c) Verruigingsindicatoren: over welke soorten tot deze groep behoren kan discussie bestaan. In dit onderzoek werd de soortenlijst beperkt tot 3 soorten met lage ecologische waarde: Grote brandnetel, Haagwinde en Kleefkruid.

Broedvogels

Daar de schaal voor een broedvogelkartering relatief groter is ten opzichte van de vegetatiekartering werd het volledige traject van de IJzeroevers gemonitord, waarbij de broedvogelterritoria

gelinkt worden aan de oevertypen. Deze inventarisatie vond plaats in het voorjaar van 2005. Om de bespreking overzichtelijk te houden, werden de waargenomen vogelsoorten ingedeeld volgens het habitatype (Tabel 3). Voor twee vogelsoorten wordt een aparte melding gemaakt als bijzondere broedvogel (Anselin *et al.*, 2003): IJsvogel en Oeverzwaluw. Deze soorten broeden in de steile, afkalvende oevers.

Resultaten

Vegetatie

De plantengroei op beton is geen typische oe-vervegetatie, zoals visueel direct kan opgemerkt worden. De bedekkingsgraad van het beton en het aantal soorten is heel laag en wordt gekenmerkt door typische soorten voor harde, droge substraten zoals Muurpeper en Wit vetkruid. In volgende analyse werd de betonvegetatie dan ook niet opgenomen. Door middel van een one-way ANOVA met Tukey tests worden de onverdedigde oevertypen (rietoevers, steiloevers en natuurlijke tussentypes) als referentie vergeleken met de NTMB-oevertypen. Een p-waarde hoger dan 0.05 wil zeggen dat er geen significant verschil is tussen de types. Voor elke variabele werden significante verschillen gevonden (tabel 4).

1. Het **totaal aantal soorten** langs de waterlijn van de onverdedigde referentietypes bevindt zich verspreid in de middenmoot van de NTMB-oevertypen.

De rietoevers (met 7 soorten) hebben significant minder soorten dan de steiloevers (13) en de natuurlijke tussentypes (15). De mutategels ('steil' en 'plat') vertonen minder soorten dan de onverdedigde referentietypes, maar niet significant

Tabel 3: Soortensamenstelling van de broedvogels volgens habitatype langs de IJzeroevers.

Watervogels	Bergeend, Canadese gans, Grauwe gans, Fuit, Meerkoet, Waterhoen, Wilde eend
Moerasvogels	Bosrietzanger, Cetti's zanger, Kleine karekiet, Rietzanger
Struweelvogels	Braamsluiper, Grasmus, Kneu, Koolmees, Pimpelmees, Ransuil, Ringmus, Spotvogel, Staartmees, Tjiftjaf, Tuinfluit, Zomertortel, Zwartkop
Bijzondere broedvogels	IJsvogel, Oeverzwaluw
Overige	Koekoek, Gele kwikstaart, Roodborsttapuit, Witte kwikstaart

Tabel 4: Resultaten van de one-way ANOVA's met Tukey tests per variabele voor de vergelijking tussen de NTMB- en de onverdedigde oevertypen, met aanduiding van de gemiddelden en standaard afwijkingen van de onverdedigde oevertypen; per variabele werden de oevertypen gesorteerd van lage naar hoge waarde. Types die aangeduid zijn met hetzelfde (a,b,c) zijn niet significant verschillend. Gebruikte afkortingen: MS= mutategels steil; MP = Mutategels plat; RI = Rietoever; EN = Enkele Palenrij; ST = Steiloever; HA = Houten Dwarsplanken type A; TS = Tussentype; HB = Houten Dwarsplanken type B; VP = Vooroever.

	p-waarde	Oevertypen								
Totaal aantal soorten	0,000	MS ^a	MP ^a	RI ^a	EN ^{a,b}	ST ^b	HA ^{b,c}	TS ^{b,c}	HB ^c	VO ^c
		4,5 ± 4,8	5,7 ± 2,0	7,3 ± 2,8	7,6 ± 1,2	13,4 ± 4,8	14,5 ± 1,1	15,2 ± 2,8	23,9 ± 3,8	29,5 ± 4,5
Totale bedekking	0,000	ST ^a	VO ^{a,b}	MS ^b	MP ^b	TS ^b	EN ^c	HB ^c	RI ^c	HA ^c
		16,4 ± 7,5	47,5 ± 17,7	53,3 ± 20,0	55,4 ± 10,8	63,5 ± 12,1	92,2 ± 3,8	93,3 ± 6,1	96,7 ± 6,7	98,8 ± 2,5
Aantal typische oeversoorten	0,000	MP ^a	MS ^a	EN ^{a,b}	RI ^{a,b}	ST ^{a,b}	TS ^b	HA ^b	HB ^b	VO ^b
		2,8 ± 0,9	3,2 ± 3,0	4,6 ± 0,5	4,7 ± 1,8	6,8 ± 2,9	7,9 ± 3,0	9,8 ± 1,9	10,58 ± 1,0	13,2 ± 5,9
relatieve bedekking typische oeversoorten (%)	0,000	ST ^a	VO ^{a,b}	HB ^{a,b}	TS ^{a,b}	MP ^{a,b}	MS ^b	EN ^b	HA ^b	RI ^b
		59,7 ± 18,0	66,1 ± 23,0	71,5 ± 18,1	73,3 ± 18,9	77,2 ± 16,7	89,7 ± 14,2	92,8 ± 7,3	93,1 ± 2,1	94,0 ± 3,8
Relatieve bedekking pionierssoorten (%)	0,000	RI ^a	MS ^a	HA ^{a,b}	HB ^{a,b}	MP ^{a,b}	EN ^{a,b}	VO ^{a,b}	TS ^b	ST ^c
		0,8 ± 1,5	0,9 ± 1,9	2,0 ± 0,9	2,8 ± 2,1	2,9 ± 2,1	4,4 ± 6,2	4,8 ± 1,5	7,4 ± 3,8	28,5 ± 9,6
Relatieve bedekking oeverpioniers (%)	0,000	MP ^a	MS ^a	HB ^a	EN ^a	RI ^a	HA ^a	VO ^a	TS ^a	ST ^b
		0,1 ± 0,3	0,3 ± 0,7	0,4 ± 0,3	0,4 ± 0,1	0,4 ± 1,1	0,6 ± 0,1	1,4 ± 1,3	2,7 ± 3,0	13,7 ± 12,8
Relatieve bedekking verruigingsindicatoren (%)	0,004	MS ^a	EN ^{a,b}	VO ^{a,b}	HA ^{a,b}	RI ^{a,b}	ST ^{a,b}	TS ^{a,b}	HB ^{a,b}	MP ^b
		0,8 ± 1,7	3,0 ± 0,9	4,3 ± 0,2	6,3 ± 2,5	6,7 ± 5,0	6,9 ± 4,1	7,2 ± 4,1	7,5 ± 6,9	17,7 ± 11,5

minder dan de rietoevers. Rietvegetaties zijn vaak soortenarme dominantiegemeenschappen, zeker in nutriëntrijke systemen, onderhevig aan een kunstmatig fluctuerend waterpeil (Lenssen *et al.*, 1999; Graveland & Coops, 1997).

De jonge constructies van de houten dwarsplanken type B en de vooroevers vertonen meer soorten dan de onverdedigde referentietypes, maar niet significant meer dan de natuurlijke tussentypes. De verklaring hier is de jonge leeftijd van de constructies. Het natuurlijke tussentype dat reeds onderhevig is aan de waterpeildynamiek met naakte bodem tot gevolg, geeft meer vestigingsmogelijkheden aan nieuwe kiemplanten, wat ook het hoger aantal soorten verklaart.

De NTMB-oevertypes leunen dus goed aan bij de onverdedigde referentietypes qua totaal aantal soorten.

2. Wat de **totale bedekking** betreft, zijn de 3 onverdedigde referentietypes significant verschillend van elkaar: de sterk aan de waterdynamiek onderhevige steiloevers hebben de laagste bedekkingsgraad (16%); de tussentypes een intermediaire (64%, matig onderhevig aan waterdynamiek) en de rietoevers hebben de hoogste bedekkingsgraad (97%).

De grote spreiding in bedekking bij de onverdedigde oevertypes maakt dat de NTMB-oevertypes hier intermediaire waarden vertonen. Zo is er in de eerste groep geen significant verschil in totale bedekking tussen de vooroevers en de steiloevers.

Alhoewel de totale bedekking voor de mutategels ('steil' en 'plat') en de natuurlijke tussentypes geen significant verschil vertoont, zijn er wel andere processen aan de basis. Bij de natuurlijke tussentypes speelt de waterdynamiek een rol, waarbij erosieprocessen zorgen voor delen naakte bodem tussen de vegetatie, terwijl ter hoogte van de mutategels niet de erosie, maar de harde betonnen ondergrond de oorzaak is van de relatief lage bedekking.

Een derde groep zonder significante verschillen in totale bedekking zijn de enkele palenrijen, houten dwarsplanken (type A & B) en rietoevers.

3. Wat het **aantal typische oeversoorten** betreft, hebben de onverdedigde referentietypes gemiddelde waarden die de dataset van de NTMB-oevertypes duidelijk in 2 splitst met aan de ene kant de mutategels ('plat' en 'steil') die significant minder typische oeversoorten hebben dan de houten dwarsplanken (type A & B) en de vooroevers.

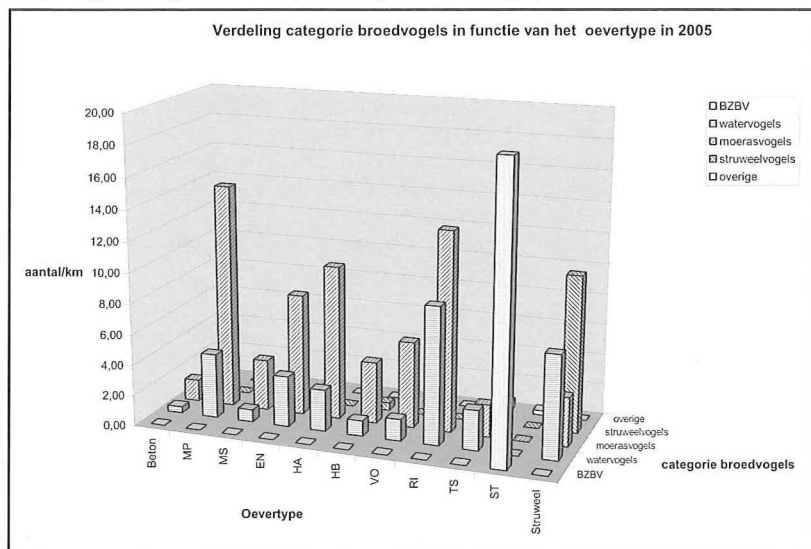
4. Voor de **relatieve bedekking van de typische oeversoorten** hebben de steiloevers (60%) een significant lagere relatieve bedekking van typische oeversoorten ten opzichte van de rietoevers (94%) (de 2 uitersten). Alle NTMB-oevertypes bevinden zich hier tussenin.

5. De rietoevers hebben een significant lagere **relatieve bedekking van pionierssoorten** (1%) dan de natuurlijke tussentypes (7%), die op hun beurt een significant lagere relatieve bedekking van pionierssoorten hebben dan de steiloevers (28%). De waarden van de NTMB-oevertypes bevinden zich tussen die van de rietoevers en de onverdedigde tussentypes. De waarde van de steiloevers vormt een grote uitschieter t.o.v. de andere oevers.

6. Ook de **relatieve bedekking van de oeverpioniers** gaf significante verschillen. Het betreft hier nl. de steiloevers die een significant hogere waarde (14%) hebben. Alle andere oevertypes verschillen niet significant van elkaar.

7. Qua **relatieve bedekking van verruigingssoorten** blijft het significant verschil tussen de mutategels 'steil' (0,75%) en de mutategels 'plat' (18%). Op basis van de geselecteerde soorten kunnen geen significante verschillen vastgesteld worden tussen de NTMB-oevertypes en de onverdedigde oevertypes. Deze referentietypes vertonen dicht bij elkaar gelegen waarden.

Grafiek 1. Aantal broedvogels binnen een soortgroep per lopende km voor de verschillende oevertypes. Afkortingen oevertype, zie Tabel 4. (BZBV = Bijzondere broedvogels)



Broedvogels

Om vergelijkingen tussen de verschillende oevertypes mogelijk te maken worden de resultaten voorgesteld als aantal broedvogels binnen een soortgroep per lopende km. Grafiek 1 toont de samenvattende resultaten. Een extra type natuurlijke oever werd hierbij in rekening gebracht, nl. struweeltype. Langs de IJzer gaat het specifiek over essen, wilgen- en sleedoornstruwelen. De oever kan zacht glooiend zijn tot eerder steil. Struweel is zeer belangrijk voor een aantal vogelsoorten en bepaalt meer dan het oevertype de aan- of afwezigheid van deze struweelvogels. Vandaar dat deze oevers apart worden vermeld.

De steiloevers zijn duidelijk belangrijk voor de bijzondere broedvogels Oeverwaluw en IJsvogel, die hun nesten in steilwanden maken. De IJsvogel is een bijlage 1-soort van de Vogelrichtlijn. We treffen deze vogelsoorten niet aan bij NTMB-oevers. Deze soorten broeden immers in

steilwanden, die onderhevig zijn aan de eroderende werking van het water. NTMB-technieken zijn echter juist ontworpen om deze eroderende werking tegen te gaan.

Watervogels treft men vooral aan in de natuurlijke rietoevers en in de struweeloevers. Bij de NTMB-oeveren zien we grote aantallen moerasvogels bij mutategels plat, houten dwarsplanken type A en de enkele palenrij. De goed ontwikkelde rietkraag bij de mutategels plat zorgt er zelfs voor dat er meer moerasvogels zitten dan in de natuurlijke rietoevers. Het gaat hier vooral over de aanwezigheid van Kleine karekieten. De afwezigheid van struweelvogels bij de NTMB-types kan verklaard worden doordat deze oeveren maximum tien jaar oud zijn en er bijgevolg nog geen deftig struweel kon ontwikkelen op de talud. Verwacht wordt dat in de loop der jaren struwelen (met bijhorende struweelvogels) zich hier en daar zullen ontwikkelen ter hoogte van de NTMB oeveren. Er werden nauwelijks vogels aangetroffen op de klassieke betonnen oeververdediging.

Voorlopige conclusie en enkele aanbevelingen

De NTMB-oeveren scoren opmerkelijk beter wat betreft vegetatie en broedvogels dan de klassieke betonnen oeververdedigingen. Indien de oever verdedigd moet worden zijn ze dus zeker een meerwaarde voor de natuur. Het belang van natuurlijke oeveren dient wel onderstreept te worden. Natuurlijke oeveren kennen immers de hoogste biodiversiteit door de gevarieerde structuur. Door de inwerkende kracht van het eroderende water zijn ze belangrijk voor bijzondere broedvogels zoals Oeverwaluw en IJsvogel en ook voor typische oeverpioniers.

Vanuit ecologisch oogpunt gaat de voorkeur bij NTMB-oeveren uit naar brede vooroevers, vooral deze door dijkverplaatsing landinwaarts. De bestaande dijk kan men gedeeltelijk afgraven en verder natuurlijk laten evolueren (figuur 3). Dit biedt de meeste ontwikkelingskansen voor gevarieerde natuur en leunt dicht aan bij natuurlijke oevertypes.

Van alle NTMB-oeveren zijn de doorgroeitiegels de minst goede oplossing. Ze kennen een relatief lage bedekkingsgraad. Vooral doorgroeitiegels van het steile type voldoen ook niet aan de stabiliteits-eisen voor een NTMB-oever. Op vele plaatsen worden ze ontspoeld. Doordat de tegel echter blijft liggen krijgt men geen goed beeld van de ontspoelingsgraad. Indien doorgroeitiegels toch zouden toegepast worden, dan is het belangrijk ze steeds onder een zwak hellende hoek te plaatsen. De rietontwikkeling op dit platte type verloopt langs de IJzer gunstig, in tegenstelling tot het steile type.

De houten dwarsplanken en de palenrijen lijken qua vegetatiesamenstelling op natuurlijke rietoevers. De latere toepassingen zonder kokosrollen tonen aan dat deze laatste dikwijls overbodig zijn. Doordat het omhulsel en de vezel zelf een verschillende biodegradeerbaarheid bezitten,

kunnen slecht begroeide rollen een strik voor vissen worden (foto 9), wat uiteraard een ongewenst neveneffect is.

Men dient er wel op te letten dat bij aanleg van NTMB-oeveren niet enkel rietvegetaties ontwikkelen. Rietoevers zijn weliswaar rijk aan moerasvogels, maar minder rijk aan plantensoorten.

Foto 9: een dode vis zit vast in het lege omhulsel van de kokosrol



Informatie over andere faunagroepen (aquatische ongewervelden, vissen) gerelateerd aan de oevertypes ontbreekt vooralsnog. Dit gebeurt in een volgende fase van het onderzoek en zal een meer globale ecologische evaluatie mogelijk maken. Ook de monitoring van vegetatie en broedvogels zal nog een aantal jaren worden verder gezet, om eventuele trends op te volgen.

Meer info?

Voor bijkomende info kan verwezen worden naar de twee tussentijdse INBO-rapporten (De Rycke *et al.*, 2006; De Rycke *et al.*, 2007). Ook werd er een ecologische gebiedsvisie opgesteld voor de IJzervallei (De Rycke *et al.*, 2001).

Referenties:

De Rycke A., Devos K. & K. Decler. 2001. Verkennende ecologische gebiedsvisie voor de IJzer. Studie uitgevoerd door het Instituut voor Natuurbehoud, in opdracht van en in samenwerking met de Administratie Waterwegen en Zeewezen, R.IN.2001.6, Brussel.

De Rycke A & K. Decler. 2004. Evaluatie van NTMB-projecten langs de IJzer uitgevoerd door AWZ/WWK. Eindvoorstel monitoringplan. IN.A.2004.101, Brussel.

De Rycke A., Verelst I. & K. Decler. 2006. Evaluatie van NTMB-projecten langs de IJzer uitgevoerd door W&Z (AWZ/WWK). Tussentijds verslag: Waterkwaliteit, vegetatie, broedvogels (gegevens van 2005). Studie in opdracht van W&Z, afdeling Bovenschelde, INBO.IR.2006.1, Brussel

De Rycke A., Verelst I. & K. Decler. 2007. Evaluatie van NTMB-projecten langs de IJzer uitgevoerd

door W&Z (AWZ/WWK). 2e Tussentijds verslag 2006: Erosie en opslibbing, vegetatie en waterkwaliteit vlakvormige projecten, 2e opmeting vooroevers, broedvogels. Studie in opdracht van W&Z, afdeling Bovenschelde, INBO.IR.2007.5, Brussel

Graveland J. & H. Coops. 1997. Verdwijnen van rietgordels in Nederland. Landschap 14/2, 67-85.

Kent M. & P. Cooker. 1992. Vegetation description & analysis: a practical approach, Belhaven Press London.

Lenssen J., Menting F., van der Putten W. & K. Blom. 1999. Soortenrijk rietmoeras vereist een natuurlijk fluctuerend waterpeil. De levende natuur 1999 (100) :131-135

Runhaar J., Van Landuyt W., Groen C.L.G., Weeda E.J. & F. Verloove. 2004. Herziening van de indeling in ecologische soortengroepen voor Nederland en Vlaanderen. Gorteria 30(1): 12-20.

*D. De Grootte,
A. De Rycke,
I. Verelst en
K. Decler*

*Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek
Kliniekstraat 25, 1070 Brussel
Davy.DeGrootte@inbo.be
Tel: 02/558.18.32*

Mogelijkheden voor structuurherstel van onbevaarbare waterlopen in Vlaanderen

De structuurkwaliteit van onbevaarbare waterlopen in Vlaanderen is niet goed. Vanuit de doelstellingen van de EU kaderrichtlijn water is het structuurherstel van waterlopen één van de belangrijke uitdagingen voor de komende jaren. De kansen hiertoe zijn groot om dit samen met andere doelstellingen zoals de aanpak van wateroverlast en buffering van de waterloop aan te pakken.

In het artikel worden 2 uiteenlopende cases besproken. De Poperingevaart is gelegen in landbouwgebied. De doelstellingen van het beekherstelproject zijn een verhoogde buffering, aanpak van lokale wateroverlast, realisatie van vrije vismigratie en natuurverbinding. De maatregelen blijven beperkt binnen een oeverzone die door de waterbeheerder verworven wordt. De Begijnenbeek is gelegen in natuurgebied. De eerste uitdaging was de aanpak van wateroverlast in stroomafwaarts gelegen woonwijken. Bij de selectie van de waterbergingsgebieden was de kwetsbaarheid van de vegetaties in het valleigebied een belangrijke sturende factor. Naast waterberging wordt ook structuurherstel van de waterloop, vrije vismigratie en vernatting van het natuurgebied gerealiseerd.

Inleiding

Reeds eeuwen past de mens rivieren en beken aan om zich veilig te stellen voor overstromingen en om grond te winnen op de waterlopen en hun vallei. Het aanleggen van dijken, het rechte trekken van waterlopen en het vergroten van de dwarssecties waren gangbare maatregelen. Het verstevigen van oevers met harde materialen hoorde daar bij. De waterlopen werden steeds meer in een keurslijf gedrongen. Door deze ingrepen is de dynamiek van de waterloop en de relatie met zijn vallei ernstig verstoord geraakt. Niet alleen vanuit ecologisch oogpunt zijn zulke ingrepen nefast, ze hebben vaak ook een averechts effect op waterbeheersing en veiligheid. Het verhogen van oevers en het aanleggen van dijken vermindert het waterbergende vermogen van de waterloop en meer bepaald zijn vallei. Het rechte trekken en verbreden van waterlopen zorgt voor een versnelde afvoer van water waardoor benedenstrooms de kans op overstromingen toeneemt.

Een nieuwe aanpak dringt zich dan ook op. De kenmerken van een natuurlijke waterloop en zijn stroomgebied (regime, helling, meandering,

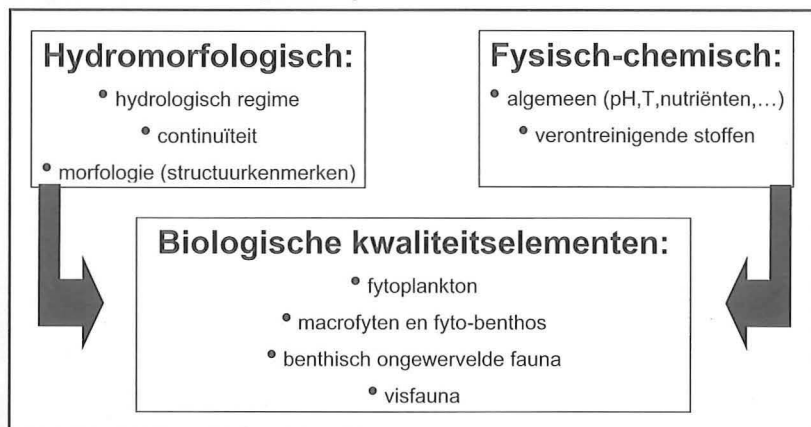
overstroombaarheid, ...) en de processen die er zich afspelen (overstromingen, erosie, aanslibbing, infiltratie, drainage, ...) zijn van nature in evenwicht. Het respecteren van de natuurlijke kenmerken van watersystemen biedt de beste garanties voor het vermijden van problemen. Werken "met" de processen is dan ook efficiënter dan ze te bestrijden, en de prijs-effect verhouding is beter dan die van het meer technische beheer dat tot voor kort nog toegepast werd.

Een verhoogde aandacht voor het ecologische herstel van onze watersystemen wordt ook vanuit Europa gevraagd. De EU-kaderrichtlijn Water stelt dat een goede ecologische toestand of potentieel van onze oppervlaktewateren bereikt moet worden in 2015. Dit betekent dat de waarden van de biologische kwaliteitselementen voor elk type van oppervlaktewaterlichaam slechts een geringe mate van verstoring ten gevolge van menselijke activiteiten mogen vertonen. Dit wil zeggen dat ze slechts licht mogen afwijken van wat normaal is voor dat type van oppervlaktewaterlichaam in onverstoorde staat. Deze biologische kwaliteitselementen zijn sterk afhankelijk van de hydromorfologische kwaliteitselementen (structuurkwaliteit van de waterloop, (vrije) meandering, stroomkuilenpatroon, connectiviteit,...) en van de fysico-chemische kwaliteitselementen (figuur 1). Voor waterlichamen die sterk gewijzigd zijn omwille van een nuttig doel (bvb. scheepvaart, drinkwaterwinning,...) kan de lat iets lager gelegd worden onder de vorm van een goed ecologisch potentieel. Concreet betekent dit dat er naast een verdere verbetering van de waterkwaliteit ook een herstel van de structuurkwaliteit van onze watersystemen gewenst is en gevraagd wordt door Europa.

Watersysteemkennis als basis voor beheer en inrichting

Een goede kennis van het watersysteem is één van

Figuur 1 : kwaliteitselementen goede ecologische toestand



de basisvoorwaarden voor een geïntegreerd waterbeheer. In 1997 startte de afdeling Water met de opmaak van oppervlaktewaterkwantiteitsmodellen van al haar waterlopen. Met deze modellen kunnen o.a. de effecten berekend worden van ingrepen op de waterafvoer en overstromingen, waardoor oplossingen voor wateroverlast met meer kennis van zaken kunnen uitgewerkt en onderbouwd worden. In 2000 werd aansluitend door de afdeling Water gestart met de opmaak van ecologische inventarisaties en visies voor de stroomgebieden waarvoor de afvoerstudies afgerond waren.

Deze ecologische studies bestaan uit drie belangrijke luiken. In eerste instantie wordt een grondige ecologische inventarisatie van de waterloop en zijn vallei uitgevoerd. Daarbij wordt zowel aandacht besteed aan abiotische factoren (structuurkwaliteit van de waterloop, waterpeil in de vallei, waterkwaliteit, ...) als aan biotische factoren (vegetatie in de waterloop, op de oever en in de vallei, fauna, enz.) en hun onderlinge relaties. Vooral de invloed van het waterbeheer op de ecologische kwaliteit staat centraal. In een tweede luik wordt een toekomstvisie voor de vallei opgemaakt en worden concrete maatregelen geformuleerd om deze visie in de praktijk om te zetten.

Uit deze inventarisaties blijkt alvast dat de structuurkwaliteit van veel waterlopen niet goed is (Haskoning 2006). Ongeveer 60% van de waterlopen 1° categorie die onder de bevoegdheid vallen van VMM afdeling Water zijn geïnventariseerd. Slechts 3% van de geïnventariseerde trajecten op waterlopen 1° categorie heeft een goede structuurkwaliteit. 33% heeft een matige structuurkwaliteit, 52% een ontoereikende structuurkwaliteit en 12% een slechte structuurkwaliteit. Zowel grootschalige ingrepen in het verleden zoals rechttrekkingen als een (te) intensief beheer zijn verantwoordelijk voor deze veelal slechte structuurkwaliteit. Uit de inventarisaties blijkt ook dat de biologische kwaliteitselementen sterk gebonden zijn aan een goede structuurkwaliteit naast een goede waterkwaliteit. Van onder meer visfauna is gekend dat een goede structuurkwaliteit essentieel is om de gewenste paai-, opgroei- en foerageerhabitat te verzekeren. Uit de evaluaties blijkt dat ook voor macrofyten de structuurkwaliteit sterk van belang

is. Zo werd in de Warmbeek in een meanderend traject massaal Grote waterranonkel waargenomen, terwijl iets verder stroomafwaarts in een rechtgetrokken gedeelte deze zeldzame soort achterwege blijft.

Van kennis naar herstel watersystemen

VMM afdeling Water werkt actief aan structuurherstel van waterlopen. Veelal wordt dit aangepakt in samenhang met andere doelstellingen zoals de aanleg van overstromingsgebieden, de wegwerking van vismigratieknelpunten en de buffering van waterlopen. De beoogde doelstellingen zijn sterk afhankelijk van de aanwezige knelpunten van de betreffende waterloop. Ook de bestemming van de omliggende gebieden bepaalt in belangrijke mate hoe hoog de lat gelegd wordt.

Case 1: De Poperingevaart: structuurherstel in een intensief agrarisch landschap

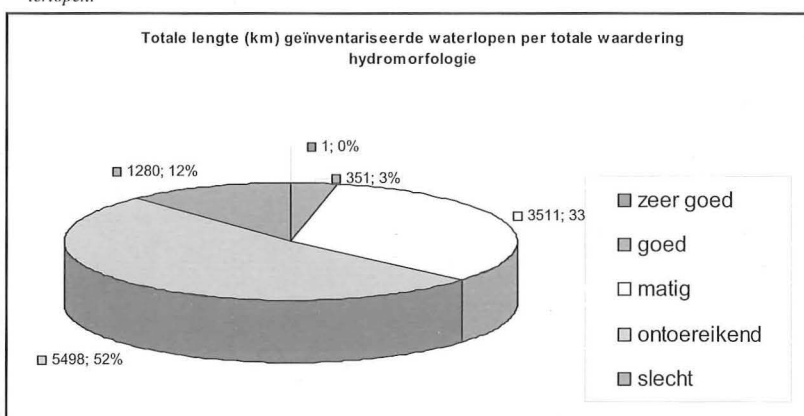
Situering

De mens probeert al zeer lang om de Poperingevaart naar zijn hand te zetten (Aeolus 2003). In de 13-de eeuw werd de waterloop al rechtgetrokken en verdiept in functie van scheepvaart naar Poperinge. Ook om overstromingen in Poperinge-stad te voorkomen werd de waterloop verder ingericht volgens de toenmalig geldende normen: maximale waterafvoer in combinatie met een minimaal ruimtebeslag. Dit resulteerde in zeer steile oevers. Steile oevers zijn echter niet stabiel bij een sterk wisselende waterstand. Dit is het geval bij de Poperingevaart. Hierdoor kenden de oevers een sterke afkalving. Ook het intensieve landgebruik net naast de waterloop (voornamelijk akkers) versterken deze afkalvingen. Op grote schaal werden oeververdediging aangebracht om de afkalvingen in te perken. Hierbij werd de waterloop vastgelegd. Dit heeft echter tot gevolg gehad dat de waterloop zich dieper gaat insnijden. De waterbeheerders hebben dit proces trachten te vertragen met behulp van bodemverstevingingen. Het feit dat de waterloop momenteel onder de beddingverdediging door stroomt, bewijst dat deze niet opgewassen was tegen de krachten van het water. De diepere ligging bedreigt opnieuw de stabiliteit van de verdedigde oevers en vraagt om een nieuwe aanpak. Het streven naar een maximale afvoer in combinatie met een minimaal ruimtebeslag heeft echter ook verstrekkende gevolgen voor de stroomafwaarts gelegen landbouw- en woongebieden.

Problemen op geïntegreerde wijze wegwerken

Bij nieuwe infrastructuurwerken tracht VMM afdeling water het principe van integraal waterbeheer zoveel mogelijk te volgen. Om in het specifieke geval van de Poperingevaart aan de problemen in verband met oeverafkalving tegemoet te komen, heeft VMM ervoor gekozen om meer ruimte voor de waterloop vrij te maken. In deze ruimte zal de waterloop, waar mogelijk, flauwere oevers krijgen waardoor de erosieproblemen zullen verminderen.

Figuur 2: Lengte (km) en aandeel per waarderingsklasse hydromorfologie van de geïnventariseerde waterlopen.



ren. Tegelijkertijd kan ook extra buffering worden gecreëerd om wateroverlast te beperken. Al deze ingrepen in de oeverzone maken een verwerving van een voldoende brede oeverzone noodzakelijk. De mogelijkheden voor extra buffering zijn afhankelijk van het plaatselijke reliëf en van de breedte van deze oeverzone. De aanleg van de oeverzone en enkele buffergrachten die het drainagewater uit de omliggende percelen zullen opvangen, zal ook de aanvoer van nutriënten, sediment en pesticiden naar de waterloop inperken. Behalve een tegemoetkoming aan de erosieproblematiek kan bij de herinrichting ook de landschappelijke en ecologische kwaliteit van de Poperingevaart verhoogd worden. Hierbij wordt tegemoet gekomen aan de Europese kaderrichtlijn Water die stelt dat tegen 2015 alle waterlopen een goede ecologische toestand dienen te bereiken.

Bij de verhoging van de ecologische kwaliteit wordt ook het herstel van de vismigratie beoogd. Deze is momenteel onmogelijk door de resten van een oude stuw in Poperinge stad. Met de realisatie van een visdoorgang komt Vlaanderen een stap dicht bij het engagement om tegen 2010 alle vismigratieknelpunten op te heffen (Benelux-beschikking 26/4/1996).

Voorgestelde maatregelen

Voor de realisatie van het project was het in eerste instantie noodzakelijk om de oeverzone

te verwerven. Hiervoor werd een verwervingsplan opgemaakt. De oeverzone is gemiddeld ongeveer 10 m breed. Bij de opmaak van het verwervingsplan werd voor een vrij rechte grens tussen de oeverzone en om het omliggende landbouwgebied gezorgd, zodanig dat de bewerkbaarheid van de percelen toeneemt. Plaatselijk werd een bredere oeverzone van maximaal 30m verworven omdat de percelen hier maar een breedte van 30m hebben. Voor de verwerving van de oeverzone werd op vraag van VMM een lokale grondenbank opgestart door de VLM. De eigenaars en/of gebruikers krijgen hierbij de mogelijkheid om te kiezen tussen "rechtstreekse verwerving" of "grondruil" met een perceel buiten het projectgebied.

Een inrichtingsplan (Haskoning 2007) werd opgemaakt (figuur 3). Hierbij werden de nodige maatregelen uitgetekend om de uitgewerkte visie op het terrein te realiseren. De ingrepen blijven beperkt binnen de verworven oeverzone. De belangrijkste maatregelen aan de waterloop zijn de verwijdering van de aanwezige oeververdediging, de afschuining van de oevers en het plaatselijk verondiepen van de waterloop (figuur 4). Op een beperkt aantal zones zullen ook keerkribben geplaatst worden die als doel het water af te remmen en de gewenste structuurontwikkeling van de waterloop te realiseren. De oeverzone zal grotendeels beplant worden met struikvegetatie. Op de oeverzone is ook een smal wandelpad voorzien zodanig dat niet alleen een ecologische maar ook een recreatieve verbindingfunctie via de oeverzone gerealiseerd kan worden.

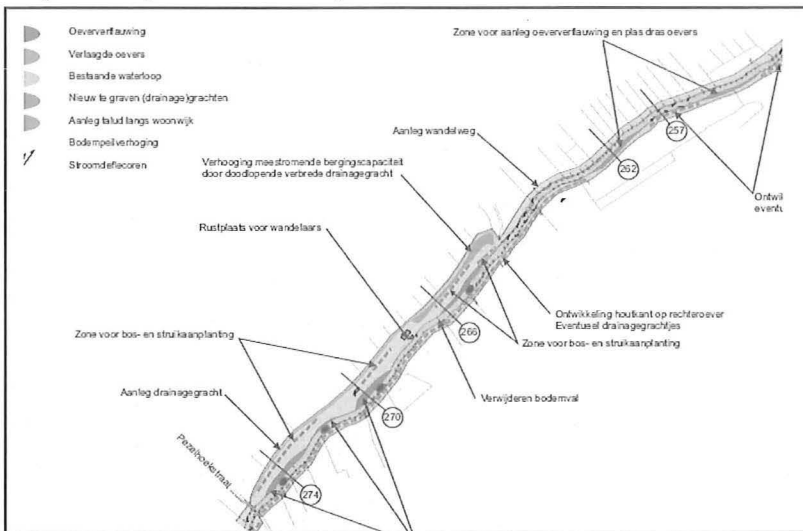
Case2: Geïntegreerde aanpak van waterberging en beekherstel in natuurgebied

Situering

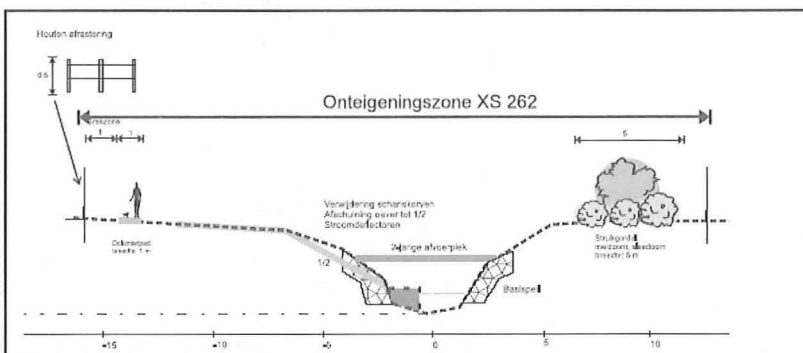
Ook de Begijnenbeek stroomopwaarts Diest werd in het verleden grondig aangepast door de mens (Aeolus 2006b). Reeds in de Middeleeuwen werden inspanningen gedaan om het valleigebied te ontwateren en geschikt te maken voor landbouw. Hiertoe werden er leigrachten, waaronder de Gele gracht, aangelegd in het laagste punt van de vallei. Lokaal werden ook rechttrekkingen doorgevoerd. De grootste ingreep werd echter uitgevoerd eind jaren '80. De Begijnenbeek werd hierbij volledig "genormaliseerd": een nieuwe relatief brede en diepe waterloop werd gegraven op de diepste plaats in het valleigebied. De Gele gracht werd hierbij deels omgevormd tot hoofdwaterloop, zijnde Begijnenbeek. De Begijnenbeek zelf werd deels verdiept, deels gedempt. Verder werd een verdeelconstructie gebouwd die het debiet verdeelt tussen de Begijnenbeek en de Leugebeek. De Leugebeek zelf werd verbreed en verlengd tot aan de Begijnenbeek. De belangrijkste functie van de Leugebeek is nu bij hoge debieten de afvoer van een deel van het debiet van de Begijnenbeek naar het wachtbekken van Webbekom.

Problemen op geïntegreerde wijze wegwerken
Ondanks alle uitgevoerde maatregelen werd het probleem - ongewenste overstromingen in woongebied - niet opgelost (foto 1). Onder

Figuur 3: Grondplan van de zone stroomafwaarts de Pezelhoekstraat



Figuur 4 : Nieuw dwarsprofiel van de waterloop met verwijdering van oeververdediging en afschuining van de oevers



meer in september 1998 waren er nog massale overstromingen in woongebieden. Het gebrek aan voldoende aandacht voor het watersysteem in het verleden bij ruimtelijke keuzes is natuurlijk de hoofdoorzaak van deze wateroverlast. De woonwijken werden namelijk gerealiseerd in van nature overstroombaar gebied.

Foto 1: massale overstromingen in woongebied (september 1998)



Maar ook nieuwe problemen zoals verdroging van het valleigebied, aantasting van de structuurkwaliteit van de waterloop en vismigratieknelpunten werden gecreëerd. Om een integrale oplossing voor het valleigebied van de Begijnenbeek uit te werken werd het concept vertragen – bergen – afvoeren zoals voorzien in de waterbeleidsnota van de Vlaamse regering toegepast. In eerste instantie werden een aantal maatregelen geformuleerd die voor een vertraagde afvoer vanuit de bovenstroomse gebieden kunnen zorgen. Voorbeelden van dergelijke maatregelen zijn het behoud en/of herstel van de structuurkwaliteit van de bovenlopen, de buffering van het afstromende water van de autosnelweg en de aanpak van de erosie in het agrarisch landschap. Het is echter duidelijk dat deze maatregelen – zeker op korte termijn – onvoldoende resultaat zullen opleveren. Er is ook nood aan bijkomende bergingsmogelijkheden in het valleigebied. Om deze waterberging af te stemmen op de ecologische doelstellingen van het valleigebied werd in eerste instantie een screening uitgevoerd van de combineerbaarheid van overstromingen met de doelstellingen van het

valleigebied (Aeolus 2006a). Hierbij was vooral aandacht voor de kwetsbaarheid van zeldzame en beschermde vegetatietypes voor overstromingen (figuur 5). Uit deze analyse werden 3 mogelijke bergingsgebieden geselecteerd. Voor elk van deze 3 gebieden werden de mogelijkheden onderzocht om samen met de realisatie van waterberging ook beekherstelmaatregelen te realiseren.

Voorgestelde maatregelen

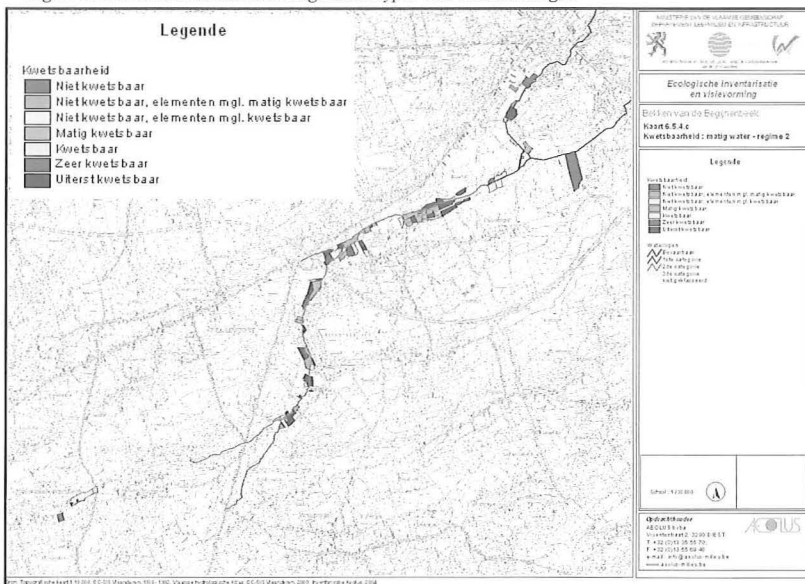
De ingrepen die gepland worden om de doelstellingen van het project te realiseren zijn de realisatie van een aantal dwarsdijken. In deze dwarsdijken worden knijpconstructies voorzien. Doel van deze dwarsdijken is de overstromingen te sturen en de waterbergingscapaciteit van het valleigebied te verhogen. Verder zal de oorspronkelijk loop van de Begijnenbeek terug uitgegraven worden als nevengeul (foto 2). Een debietsverdeling wordt uitgewerkt waarbij in droge weersomstandigheden (basisafvoer) minimum 50% van het debiet door de nevengeul stroomt. Om dit mogelijk te maken wordt de huidige Begijnenbeek opgestuwd. Dit heeft als bijkomend voordeel dat in drogere periodes een vernatting van het valleigebied gerealiseerd wordt zodanig dat de typische vochtige tot natte valleivegetaties zich kunnen herstellen.

Concluderend kan gesteld worden dat door de geplande ingrepen de veiligheid kan verhoogd worden tot buien die statistisch slechts één keer op 100 jaar (T100) voorkomen. Een absoluut beschermingsniveau voor buien zoals in september 1998 (> T250) blijft evenwel onmogelijk. Het is dan ook belangrijk dat absoluut geen

Foto 2: huidige Begijnenbeek (boven) en verlaten bedding (onder)



Figuur 5: kwetsbaarheid van aanwezige natuurtypes voor overstromingen



nieuwe bebouwing in het overstroombare deel van het valleigebied gerealiseerd wordt. Naast de verhoogde veiligheid kan via de geïntegreerde aanpak ook structuurherstel van de waterloop, vrije vismigratie en de gewenste vernatting van het valleigebied gerealiseerd worden.

Literatuur

- Aeolus (2003). Ecologische inventarisatie en visievorming: stroomgebied van de Poperingevaart, 240p.
- Aeolus (2006a). Milieu-effectrapport voor het waterhuishoudingsproject in de vallei van de Begijnenbeek., 191 p.
- Aeolus (2006b). Ecologische inventarisatie en visievorming: stroomgebied van de Begijnenbeek, 278p.

- Haskoning (2006). Afstemmen van referentiecondities en evaluatiesystemen in functie van de Kaderrichtlijn Water - partim hydromorfologie. Rapport, 47p.
- Haskoning (2007). Herinrichtingswerken Poperingevaart: voorontwerp.

K. Martens

*VMM afdeling Water
Koning AlbertII-laan 20 b16
1000 Brussel*

*koen.martens@lin.vlaanderen.be
tel: 02/553.21.12*

Omlegging en hermeandering van de Voorste en de Witte Nete in Dessel

In het voorjaar van 2004 en 2006 werden respectievelijk een traject van de Voorste en de Witte Nete in Dessel over een afstand van ca. 1.800 m omgelegd en hermeanderd. Het ecologisch herstel van de beide beektrajecten wordt gedurende twee tot drie jaar opgevolgd. De resultaten tonen aan dat de nieuwe beektrajecten snel worden gekoloniseerd door invertebraten en vissen. In de Voorste Nete treden meteen na aanleg de grootste morfologische veranderingen op, later wordt nog slechts een beperkte toename in habitatdiversiteit vastgesteld. In vergelijking met de referentietrajecten komen in de hermeanderde beektrajecten ondiepe oeverzones voor en is de variatie in diepte groter. De macro-invertebratenfauna nam in diversiteit toe en de visgemeenschap heeft zich hersteld tot eenzelfde diversiteit als in de oorspronkelijke loop, maar met hogere abundanties en stabielere populaties van onder meer Barmpje in de Voorste Nete en Riviergrondel in de Witte Nete. De resultaten van deze studie wijzen er op dat het overbrengen van slib en riet uit de oude loop het ecologisch herstel versnelt.

De omlegging van de Voorste en de Witte Nete in Dessel is een gevolg van het MER Kwartszandwinning die door milieuvadvisbureau Aeolus in 2001 in opdracht van SCR-Sibelco werd opgemaakt (Aeolus 2001). In dit MER werd geconcludeerd dat het gedeeltelijk verlies van de Voorste en de Witte Nete telkens over een afstand van ca 1,3 km (t.g.v. de uitbating van respectievelijk de groeves Pinken en Donk) ernstige negatieve effecten zijn omwille van de volledige habitatvernietiging. Stroomafwaarts de projectgebieden is de Witte Nete vanaf de monding van de Zwarte Nete en de Desselse Nete habitatrichtlijngebied voor de Kleine Modderkruiper (*Cobitis taenia*) en Rivierdonderpad (*Cottus gobio/perifretum*). Deze twee vissoorten behoren tot de bijlage II soorten van de Habitatrichtlijn, zijn beschermd door de Conventie van Bern (Bijlage III lijst) en de Wet op de Riviervisserij. Beide soorten komen in de Witte Nete voor ter hoogte van de omlegging. De vorming van zeer uitgestrekte, diepe plassen ten gevolge

van de zandwinning kunnen dit beekbiotoop niet vervangen. In de Voorste Nete is een populatie van Barmpje (*Barbatula barbatula*) aanwezig, eveneens een beschermde vissoort in Vlaanderen (Wet op de Riviervisserij).

De bestaande loop van de Voorste en Witte Nete was rechtgetrokken met weinig diversiteit in beekmorfologie. Als milderende maatregel werd in het MER daarom voorgesteld om beide beken om te leggen, waarbij het uitermate belangrijk is dat deze omleggingen gerealiseerd werden voor de aanvang van de ontginningswerken en dat rekening werd gehouden met de habitatvereisten van Kleine modderkruiper en Rivierdonderpad. Bij de omlegging wordt gestreefd om een waterloop te realiseren met een goede structuur- en habitatkwaliteit, zodat een ecologische meerwaarde wordt gerealiseerd t.o.v. de bestaande toestand (Figuur 1).

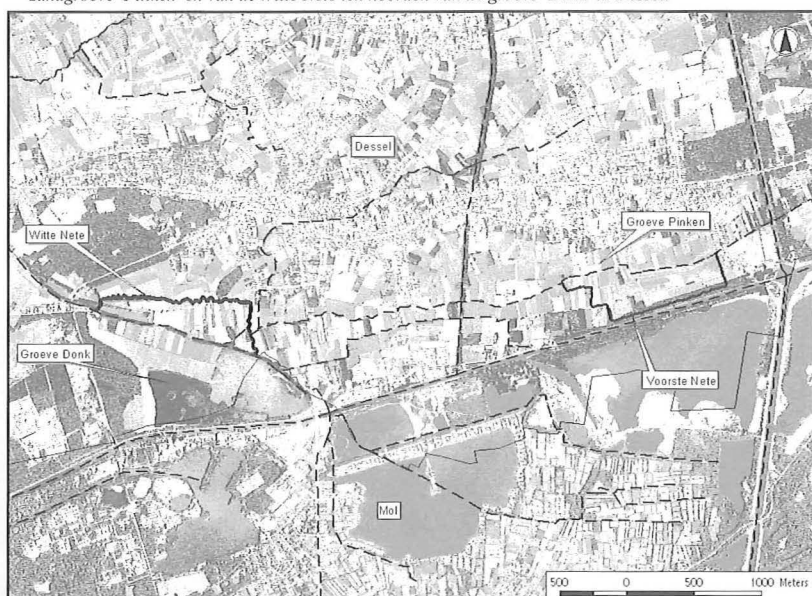
Doelstellingen

De beekomleggingen hebben 2 belangrijke doelstellingen. In de eerste plaats het realiseren van een laaglandbeek met een goede structuur- en habitatkwaliteit waarin de ecologische beekprocessen optimaal kunnen verlopen. En ten tweede het realiseren van geschikte habitats voor de doelsoorten in beide beken: Barmpje in de Voorste Nete en Riviergrondel, Kleine modderkruiper en Rivierdonderpad in de Witte Nete, zodat de duurzame instandhouding van de aanwezige populaties in de Voorste en de Witte Nete kan worden gewaarborgd.

Uitvoering omlegging van de Voorste en Witte Nete

De omlegging van de Voorste Nete werd langs de zuidzijde van de nieuwe groeve gerealiseerd en loopt gedeeltelijk in een smalle strook langs het kanaal Bocholt-Herentals. De omlegging van de Witte Nete gebeurde in de zone ten

Figuur 1. Situering van de omlegging en hermeandering van de Voorste Nete ten zuiden van de nieuwe zandgroeve 'Pinken' en van de Witte Nete ten noorden van de groeve 'Donk' in Dessel.



noorden van de groeve Donk (Figuur 1). Om de geformuleerde doelstellingen te halen en om de projecten maximale slaagkansen te geven, werd een technisch-wetenschappelijk voorstel uitgewerkt van hoe de omgelegde Voorste en Witte Nete er zouden moeten uitzien (Aubroeck *et al.* 2003, Aubroeck *et al.* 2005). Om een goed onderbouwd voorstel uit te werken werden topografische opmetingen langs beide beken en in de zoekzones uitgevoerd. De abiotische en biotische kenmerken van de oorspronkelijke loop van de Voorste en de Witte Nete werden onderzocht en het freatisch grondwaterpeil in de zoekzone werd opgemeten.

Uit de topografische opmetingen langs de Witte Nete bleek dat een deel van de zoekzone aanzienlijk hoger gelegen was dan de natuurlijke vallei. Het was dus noodzakelijk om een deel van het maaiveld omheen de verlegde loop af te graven om te vermijden dat de nieuwe loop aanzienlijk dieper in het landschap zou komen te liggen dan de oorspronkelijke loop. In deze zone ontstaat ruimte voor spontane morfologische en ecologische processen in en rond de waterloop.

De Voorste en de Witte Nete zijn rechtgetrokken waterlopen met weinig diversiteit in beekmorfologie. De Voorste Nete t.h.v. Pinken is een smalle bovenloop van gemiddeld 2 m breed, die zonder beheer op korte tijd dichtgroeit met emergente planten. De Witte Nete, stroomopwaarts de Boerentang, is ca. 6 m breed en heeft een U-vormig profiel met steile oevers. Door de aanwezige aquatische en oevervegetatie en oude populieren op de oevers heeft dit deel van de Witte Nete

een goede habitatkwaliteit, maar een slechte structuurkwaliteit. Beide waterlopen worden beheerd door de dienst waterbeleid van de Provincie Antwerpen. Een aandachtspunt bij de omlegging betreft het hergebruik van de niet verontreinigde waterbodem van de beektrajecten die verdwijnen. Langs de verlegde Witte Nete wordt bovendien getracht om brede rietgordels tot ontwikkeling te laten komen (Figuur 6). De morfologische karakteristieken van de nieuwe beektrajecten zijn gebaseerd op historisch kaartmateriaal (Ferraris (1778) en/of Vandermaelen (1850)).

De technische uitvoering van de omlegging werd begeleid door een werkgroep die zeer intensief de situatie op het terrein opvolgde. De werkgroep bestond uit vertegenwoordigers van diverse instanties: Dienst Waterbeleid van de provincie Antwerpen, Agentschap voor Natuur en Bos, LNE Dienst Natuurtechnische milieubouw, Centrum voor Milieukunde en de milieudienst van de gemeente Dessel (Figuur 4).

De omlegging van de Voorste Nete werd uitgevoerd in maart en april 2004. In de verlegde Voorste Nete werd de structuurdiversiteit verhoogd en de nieuwe loop werd op verschillende plaatsen met zwakke meandering aangelegd. Hierdoor nam naast de lengte van het beektraject ook de bergingscapaciteit toe. Om het droogvallen van de verlegde Voorste Nete tengevolge van het opzuigen van het zand-watermengsel in de groeve te vermijden, werd de verlegde Voorste Nete in een bentonietbedding van 5 m breed gelegd (Figuur 2). Om na te gaan of het ecologisch herstel kan versneld worden, werden slib en rietrizomen uit de

Figuur 2. Aanleg van de verlegde Voorste Nete met onderliggende bentonietmat en heraanvulling met het oorspronkelijke substraat in april 2004.



Figuur 4. Overleg en opvolging van de werken aan de Witte Nete, een absolute noodzaak voor een goede projectuitvoering.



Figuur 3. In de heraanvulling uitgegraven loop van de verlegde Voorste Nete met aangevoerd slib uit de oorspronkelijke beekloop.



Figuur 5. Het nieuwe meanderende beekdeel van de Witte Nete wordt uitgegraven.



oorspronkelijke loop in het stroomopwaartse en stroomafwaartse traject van de verlegde Voorste Nete gebracht (Figuur 3).

De omlegging van de Witte Nete werd uitgevoerd in februari-april 2006. De verlegde Witte Nete werd aangelegd als een kronkelende waterloop met een asymmetrisch dwarsprofiel zoals in een natuurlijke meander. Hierbij werden de buitenbochten eerder steil en de binnenbochten flauw hellend aangelegd. Voor de relatief rechte trajecten van de nieuwe loop werd een symmetrisch profiel met geleidelijke oevers aangelegd zonder diepteverschillen in de beekbodem (Figuur 5). In een aantal buitenbochten op linker- en rechtoever werd een beplanting met Zwarte els (*Alnus glutinosa*) voorzien. Zwarte els is een boomsoort met zeer goede oeverbeschermde eigenschappen door een dicht en sterk verticaal gericht wortelstelsel. In de binnenbochten werden slib en rietrizomen uit de oude loop overgebracht (Figuur 6).

Figuur 6. Slib en rietrizomen uit de oorspronkelijke loop van de Witte Nete werden overgebracht in de nieuwe bedding.



Figuur 7. Stroomversnelling en oeversversteving in Maaskeien met aangeplante Zwarte els op de buitenoever.



De dimensies (dwarssectie) van de verlegde Witte Nete werden afgeleid van de oorspronkelijke waterloop. Doordat de oevers veel geleidelijker zijn aangelegd, is de bovenbreedte aanzienlijk groter dan in de oude loop. Een dwarsprofiel met geleidelijke oevers heeft in vergelijking met een U-profiel het grote voordeel dat bij een toename van het debiet het peil van de beek slechts beperkt zal stijgen. Om reeds van in de beginfase van het project een geschikt habitat voor Rivierdonderpad te voorzien, werden steenbestortingen aan de bruggetjes aangebracht en werd een stroomversnelling in maaskeien (verval 20 cm) aangelegd (Figuur 7). Het verval in het stroomopwaarts deel van de verlegde Witte Nete werd hierdoor kleiner.

Omheen de nieuwe waterloop werd een deel van het maaiveld afgegraven om te vermijden dat de beek te diep in het landschap zou ingesneden zijn. Hierdoor kwam het onderliggende zandsubstraat bloot te liggen. Om de erosie bij hevige regenbuien te beperken werd een deel van deze afgegraven zone met enkele cm teelaarde afgedekt en ingezaaid met een aangepast grasmengsel. Een ander deel werd beplant met Grauwe els zodat op termijn een afwisseling ontstaat van open en gesloten stukken.

Monitoring

De resultaten van de monitoring van de verlegde Voorste Nete en de eerste resultaten van de verlegde Witte Nete tonen een zeer snel herstel van macrofyten, de macro-invertebratenfauna en visgemeenschap in het nieuwe beektraject. De eerste staalname in de monitoring vond een half jaar na aanleg plaats en de laatste van 6 staalnames in de Voorste Nete werd in het voorjaar 2007 uitgevoerd. De monitoring op de Witte Nete loopt nog tot in het najaar van 2008 en wordt jaarlijks in zowel het voorjaar als najaar uitgevoerd. Alleen de resultaten van de eerste monitoringcampagne in het najaar 2006, 5 à 6 maanden na de omlegging worden hier kort besproken.

Aquatische vegetatie

De bedekkingsgraad van emergente planten in de Voorste Nete toont een snelle evolutie naar een moerassige toestand (Tabel 1). In het najaar van 2004 was de bedekkingsgraad maximaal 33 % van het wateroppervlak. Zowel in het najaar van 2005 als van 2004 had meer dan 80 % van de verlegde Voorste Nete een bedekkingsgraad van minimaal 33 %. Vanaf 2005 is de waterloop grotendeels dichtgegroeid. Eenzelfde situatie komt ook voor langsheen de referentietrajecten. In de Witte Nete is een duidelijk snellere ontwikkeling van de vegetatie vast te stellen in de trajecten waarin slib en rietrizomen werden aangebracht (Figuur 8 en 9).

Macro-invertebraten

De macro-invertebraten werden tijdens 6 staalna-

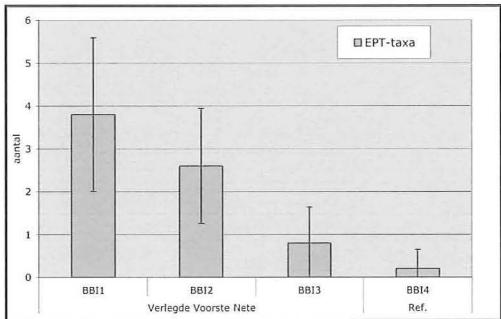
Tabel 1. Bedekkingsgraden van emergente planten voor de 3 najaarsinventarisaties van de verlegde Voorste Nete en de twee referentietrajecten in procentuele aanwezigheid.

emergente planten of kruiden	verlegde Voorste Nete			Voorste Nete		
	najaar 2004	najaar 2005	najaar 2006	najaar 2004	najaar 2005	najaar 2006
afwezig				7,58		
sporadisch aanwezig	52,20	0,22		20,16	7,55	
aanwezig, • 33%	47,80	13,64	18,49	58,88		7,55
aanwezig, 33 - 100%		86,14	81,51	13,37	92,45	92,45

Figuur 8. Zone in de Witte Nete waarin slib werd gedeponeerd en rietrizomen werden aangebracht zes maanden na aanleg.



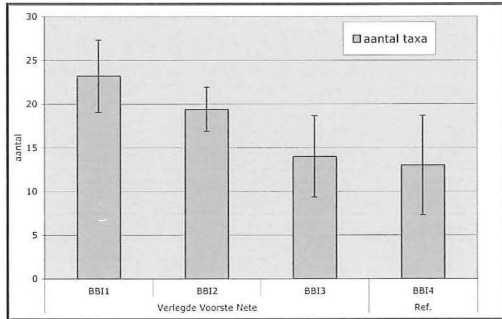
Figuur 10. Gemiddeld aantal taxa aan macro-invertebraten in de Voorste Nete in 2004-2007 met standaarddeviatie (n=6).



Figuur 9. Zone zonder slib en rietrizomen zes maanden na aanleg.



Figuur 11. Aantal taxa Ephemeroptera, Plecoptera en Trichoptera in de Voorste Nete in 2004-2007 met standaarddeviatie (n=6).



Tabel 2. De resultaten van de inventarisatie van de macro-invertebraten en BBI van de 4 meetpunten en de 5 monitoringscampagnes in de Voorste Nete.

	najaar 2004	voorjaar 2005	najaar 2005	voorjaar 2006	najaar 2006	voorjaar 2007	najaar 2004	voorjaar 2005	najaar 2005	voorjaar 2006	najaar 2006	voorjaar 2007
Bemonsteringspunt	BB11 (stroomafwaarts aantakking verlegde Voorste Nete)						BB12 (haakse bocht in de verlegde Voorste Nete)					
Totaal aantal taxa	17	17	25	19	19	15	18	17	18	12	18	16
Laagste tolerantieklasse	3	3	2	2	3	2	3	3	3	2	3	2
BBI - waarde	7	7	8	8	7	8	8	7	7	7	7	8
Bemonsteringspunt	BB13 (stroomopwaartse deel van de verlegde Voorste Nete)						Referentie BB14 (stroomopwaarts de verlegde Voorste Nete)					
Totaal aantal taxa	14	7	13	8	18	15	5	5	14	9	16	16
Laagste tolerantieklasse	3	4	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4
BBI - waarde	6	5	6	5	7	6	4	4	6	5	7	7

Tabel 3. Belgisch Biotische Index (BBI) in de Witte Nete in het najaar 2006.

Staalnumm er	BBI	Aantal taxa	Laagste tolerantie- klasse	Staalnameplaats
1	8	16	2	Meanderend gedeelte in de buurt van de Boerentang; geen slib of riet overgebracht.
2	8	32	2	Meanderend gedeelte net ten oosten van de Boerentang; slib en riet overgebracht.
3	8	32	2	Tussen de betonnen brug aan de Broekberg en de drempel van Maaskeien
4	8	26	2	Circa 30 m stroomafwaarts de Molsebaan/Turnhoutsebaan (referentiepunt)

mecampagnes met het handschepnet geïnventariseerd volgens de methode ter bepaling van de BBI. De taxa werden gedetermineerd en geteld en de BBI wordt bepaald volgens de methode van De Pauw en Vannevel (1993). In de verlegde Voorste Nete (BB11, BB12, BB13) wordt steeds een-

zelfde of hoger aantal taxa en BBI waargenomen dan in het stroomopwaartse referentiepunt (BB14) (Figuur 10, Tabel 2). Het stroomopwaarts gelegen referentiepunt BB14 vertoont over de 6 campagnes een duidelijke evolutie van een slechte naar een goede biologische waterkwaliteit (Tabel 2). Het gemiddelde aantal vervuilingsgevoelige of EPT-taxa (Ephemeroptera, Plecoptera en Trichoptera) voor de vier staalnamepunten in de Voorste Nete vanaf het najaar 2004 t.e.m. het voorjaar 2007 (6 staalnames) illustreert duidelijk de betere waterkwaliteit in het stroomafwaartse beekdeel (Figuur 11).

In de verlegde Witte Nete bedraagt de Biotische index 6 maanden na aanleg reeds 8 voor alle staalnamepunten. Opvallend is wel dat het aantal taxa in het beekdeel waarin geen slib en rietrizomen (staalnamepunt 1) werden aangebracht beduidend lager is dan in de overige beekdelen (staalnamepunt 2 en 3) of het referentiepunt (staalnamepunt 4) (Tabel 3). Ook hier is het effect van het inbrengen van slib en rietrizomen uit de oorspronkelijk loop duidelijk. Het aantal taxa is in deze zone dubbel zo hoog. Dit wijst er op dat met het overbrengen van slib en vegetatie uit de oorspronkelijke loop het ecologisch herstel sneller verloopt, waarbij na 6 maanden de macro-invertebratenpopulatie hetzelfde niveau bereiken als de niet verstoorde referentie (Tabel 3).

Vissen

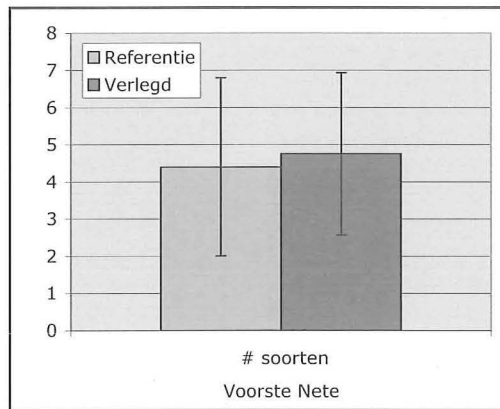
De evolutie van het aangetroffen aantal vissoorten in de verlegde Voorste Nete toont een initieel hoger aantal vissoorten als gevolg van het introduceren van vissoorten uit het naburige kanaal.

In oktober 2004 werden onder meer Brasem, Blankvoorn, Rietvoorn, Alver, Pos, Bittervoorn en Baars aangetroffen die door hengelaars op eigen initiatief waren geïntroduceerd. De meeste van deze soorten konden zich in de kleine bovenloop echter niet handhaven en verdwenen in 2005. In 2006 wordt eenzelfde soortensamenstelling aangetroffen als in de periode 1993-2004, maar het totale aantal vissen is echter met een factor 2 tot 5 toegenomen in de verlegde Voorste Nete. Ook in vergelijking met de onderzochte referentietrajecten is het aantal vissoorten in de verlegde loop hetzelfde (Figuur 12). Het totaal aantal vissen in de verlegde Voorste Nete is echter significant hoger (Figuur 13). Naar de verschillende vissoorten toe kunnen we besluiten dat beduidend meer Driedoornige stekelbaarsjes voorkomen in de verlegde Voorste Nete (Figuur 10). Ook bij Bempje en Riviergrondel wordt een duidelijke trend naar meer individuen in de verlegde Voor-

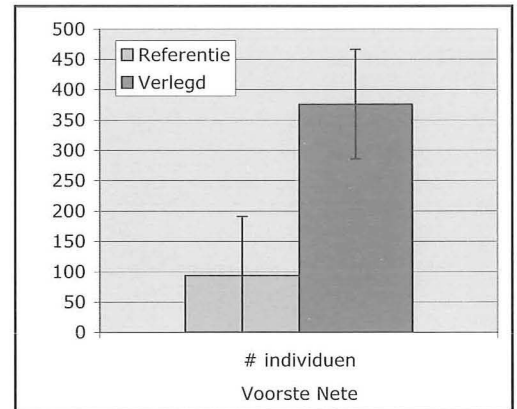
ste Nete waargenomen (Figuur 14 en 15), maar de aantallen verschillen sterk in functie van het seizoen of staalnamepunt.

In de verlegde Voorste Nete is tijdens de eerste drie jaar een duidelijk evolutie in de aantallen van verschillende vissoorten waar te nemen. Driedoornige stekelbaars, een pioniersoort neemt in aantal toe tot in het najaar 2006. Bij de laatste staalname in het voorjaar 2007 wordt een daling in abundantie vastgesteld (Figuur 16). Het sterk verlanden en dichtgroeien van de beek verklaart deze aantalsdaling. Tiendoornige stekelbaars, een aan waterplanten gebonden soort, neemt duidelijk in aantal toe en bereikt de hoogste densiteit in het voorjaar 2007 (Figuur 17). De aantallen aan Bempje zijn duidelijk seizoensgebonden met de hoogste densiteiten in het voorjaar (april) en lagere densiteiten in het najaar (Figuur 18). Het eerste jaar na aanleg was Riviergrondel vrij abun-

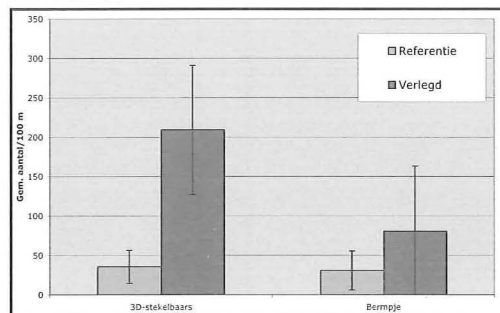
Figuur 12. Aantal vissoorten in de verlegde Voorste Nete en de referentietrajecten in de Voorste Nete (n=6).



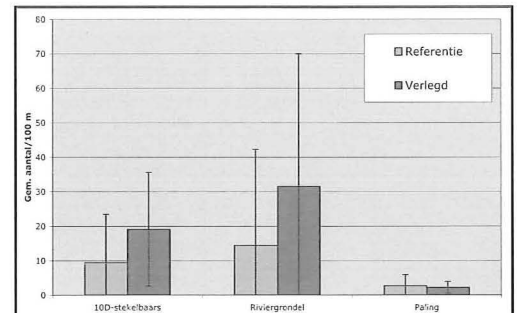
Figuur 13. Totaal aantal vissen per 100 m beeklengte in de verlegde Voorste Nete en de referentietrajecten in de Voorste Nete (n=6).



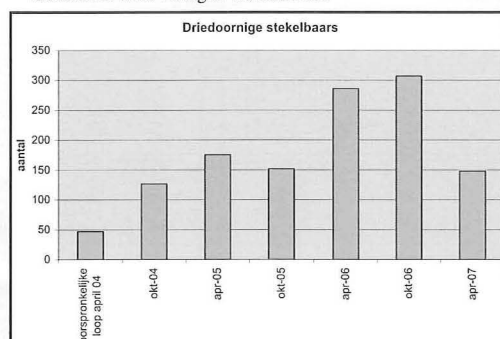
Figuur 14. Aantal driedoornige stekelbaars en bempjes in de verlegde Voorste Nete en de referentietrajecten in de Voorste Nete (n=6).



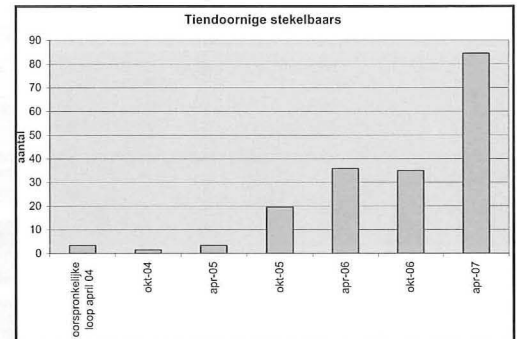
Figuur 15. Aantal tiendoornige stekelbaars, riviergrondel en paling in de verlegde Voorste Nete en de referentietrajecten in de Voorste Nete (n=6).



Figuur 16. Trend in abundantie (aantal/100 m) aan Driedoornige stekelbaars in de verlegde Voorste Nete.



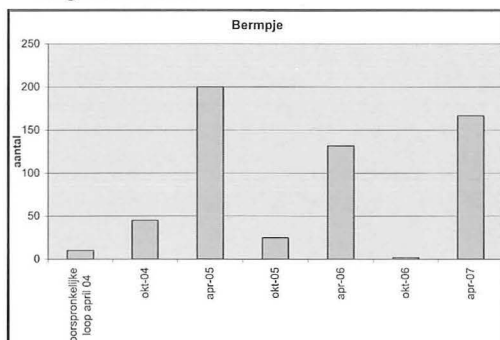
Figuur 17. Trend in abundantie (aantal/100 m) aan Tiendoornige stekelbaars in de verlegde Voorste Nete.



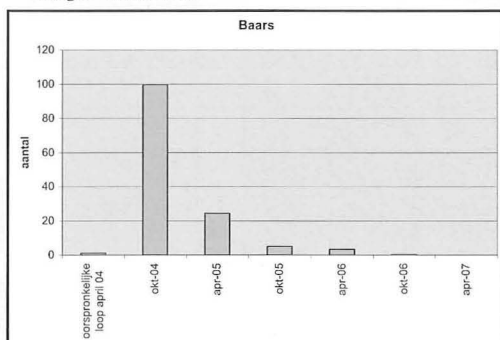
dant. De aantallen namen echter de volgende jaren samen met het verdwijnen van het open zandig substraat af (Figuur 19). In 2007 werd geen Riviergrondel meer gevangen. Atypische vissoorten voor de Voorste Nete zoals Baars, die door omwonende werden geïntroduceerd, nemen in de onderzoeksperiode af en verdwijnen in 2007 volledig uit de nieuwe waterloop (Figuur 20). Met het toenemen van de hoeveelheid slib en plantenmassa in de waterloop nemen de schuilplaatsen voor paling toe en wordt een stijging in de abundantie van Paling in de verlegde Voorste Nete waargenomen (Figuur 21).

In tabel 4 wordt de soortensamenstelling van de visfauna in de verlegde Witte Nete voor het najaar 2006 weergegeven. De trajecten WN2 tot WN5 liggen in het verlegde deel van de Witte Nete. Traject WN1 is een stroomopwaarts en WN6 een stroomafwaarts gelegen referentietraject. In de verlegde Witte Nete werden na 6 maanden 15 vissoorten en rivierkreeft aangetroffen. Uit de gegevens blijkt dat de riviergrondel overal met zeer grote abundanties voorkomt, zowel in het verlegde als in het oorspronkelijke deel van de Witte Nete (Tabel 4). In WN3 werden niet alleen de meeste soorten gevonden maar ook de abundantie is het hoogst. Dit traject is zeer rijk aan structuur met twee stroomversnellingen en een diepere uitspoeling. Het substraat bestaat deels uit keien en deels uit zand en in de oeverzone is de vegetatie reeds goed ontwikkeld. In het oorspronkelijke stroomopwaarts deel van Witte Nete werden 14 vissoorten aangetroffen in hoge abundanties. Dit in tegenstelling tot het oorspronkelijke stroomafwaarts deel, waar de laagste densiteit werd vastgesteld. De kruidruiming van de Witte Nete in het najaar van 2005 kan hier mede voor verantwoordelijk zijn.

Figuur 18. Trend in abundantie (aantal/100 m) aan Bepmpje in de verlegde Voorste Nete.



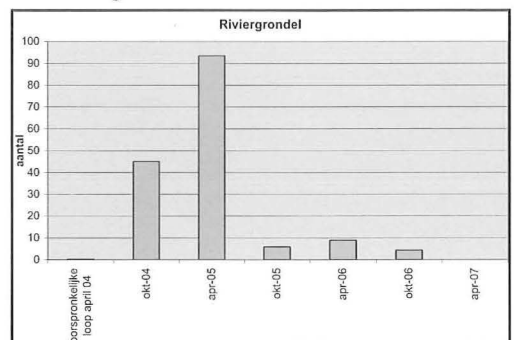
Figuur 20. Trend in abundantie (aantal/100 m) aan Baars in de verlegde Voorste Nete.



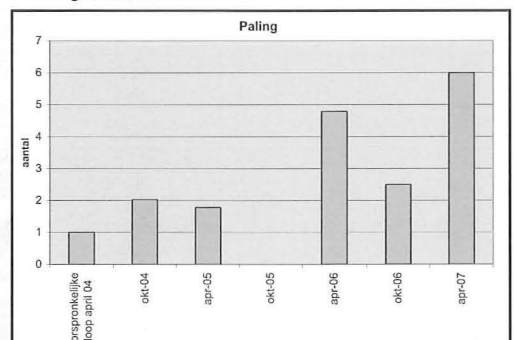
In het stroomopwaarts referentietraject is Brasem de dominante soort gevolgd door Riviergrondel en Blankvoorn. In de verlegde Witte Nete wordt op staalnamepunt WN3 ook een relatief hoge abundantie aan brasem gevonden, maar is riviergrondel de meest abundante vissoort. Het gaat vooral om juveniele Riviergrondels behorend tot de 0⁺-jaarklasse. Riviergrondel is de meeste abundante soort in de verlegde Witte Nete en komt in hogere densiteiten voor dan op de referentietrajecten (Tabel 4).

Uit de gegevens blijkt dat Brasem en Blankvoorn, hoofdzakelijk juveniele individuen, hun hoogste abundantie hebben in de stroomopwaarts gelegen beektrajecten (Tabel 4). Dit kan een indicatie zijn dat vele van deze individuen door drift uit de stroomopwaarts gelegen zandput Miramar zijn ingespoeld. Ook Winde vertoont een dergelijke verdeling. De abundantie van Snoek in de structuurrijkste trajecten van de verlegde Witte Nete (WN3 en WN4) is vergelijkbaar of hoger dan in de referentietrajecten (WN1 en WN6). Rivierdonderpad werd op beide referentietrajecten aangetroffen. Stroomopwaarts (WN1) werd de soort aangetroffen tussen de wortels van populieren op de beekoever en in het riet. Stroomafwaarts komt Rivierdonderpad in steenbestortingen voor. In de verlegde Witte Nete werden juveniele Rivierdonderpadden gevangen in traject WN3, ter hoogte van de drempels uit breuksteen (brugje) en Maaskeien (stroomversnelling). Kleine modderkruiper werd op alle trajecten gevangen maar komt stroomafwaarts de verlegde Witte Nete in lagere abundanties voor. De hoogste abundantie werd waargenomen op traject WN5 met weinig vegetatie en een bodemsubstraat bestaande uit zand met een weinig slib in de oeverzone.

Figuur 19. Trend in abundantie (aantal/100 m) aan Riviergrondel in de verlegde Voorste Nete.



Figuur 21. Trend in abundantie (aantal/100 m) aan Paling in de verlegde Voorste Nete.



Tabel 4. Gevangen vissoorten en aantal exemplaren per 100m beeklengte (CPUE) voor de verschillende trajecten van de Witte Nete in het najaar 2006.

	WN1 Stroomopw. Verlegde Witte Nete	WN2 Verlegde Witte Nete	WN3 Verlegde Witte Nete	WN4 Verlegde Witte Nete	WN5 Verlegde Witte Nete	WN6 Stroomafw. Verlegde Witte Nete
Vissoort	Aantal/ 100 m	Aantal/ 100 m	Aantal/ 100 m	Aantal/ 100 m	Aantal/ 100 m	Aantal/ 100 m
Am. Dwergmeerval	0	0	0	0	0	1
Am. Hondvis	0	0	1	0	0	1
Baars	95	42	52	30	3	32
Bermpje	21	5	167	45	0	1
Blankvoorn	447	5	72	1	12	33
Brasem	990	4	473	12	58	1
Dried. stekelbaars	4	0	0	0	0	1
Kleine modderkr.	45	18	16	2	50	1
Kolblei	3	0	0	0	0	0
Paling	8	1	8	1	0	2
Pos	11	0	16	1	0	1
Rietvoorn	3	10	39	0	1	1
Rivierdonderpad	5	0	5	0	0	10
Riviergrondel	509	144	1835	1138	87	35
Rivierkreeft	13	0	7	6	10	0
Snoek	3	1	6	8	3	6
Vetje	1	2	26	0	0	0
Winde	56	0	14	0	1	6
Zeelt	0	0	0	0	0	3
Zonnebaars	0	7	12	0	0	0
Totaal	2.214	239	2.749	1244	225	135

Conclusies

Al te vaak wordt het nut of het positieve effect van beekherstelmaatregelen *a-priori* gepostuleerd. In de Verenigde Staten worden reeds decennia lang "in-stream structures" gebruikt om de ecologische kwaliteit van waterlopen te bevorderen. Thompson (2006) controleerde 79 publicaties in de V.S. en voerde 215 statistische analyses uit om de effectiviteit van rivierherstelmaatregelen na te gaan. Slechts in 7 analyses werden statistisch significante verschillen gevonden. Dit toont aan dat ook in Europa, rivier- en beekherstelmaatregelen of ingrepen in waterlopen zorgvuldig moeten geëvalueerd worden.

Een effectieve monitoring van ecologische herstelprojecten in laaglandbeken moet de respons van het ecosysteem nauwkeurig inschatten. Het bepalen van populatiedynamische variabelen, zoals populatiedensiteit en reproductief succes, als respons op de ingreep geeft de meest directe maat over de status en de trend van de levende organismen in het ecosysteem (Block *et al.* 2001). Een dergelijke monitoring moet op een wetenschappelijke basis worden uitgevoerd. In het onderzoek dienen meerdere staalnames te worden opgenomen en op basis van de resultaten moeten betrouwbaarheidsintervallen of standaardafwijkingen kunnen berekend worden

of trends worden aangetoond.

Uit de monitoring in de Voorste Nete blijkt dat het tijdstip van monsternamen belangrijk is. De habitatcondities in het voorjaar en het najaar zijn significant verschillend en ook in de visgemeenschap worden verschillen vastgesteld. Het bemonsteren in beide periodes is belangrijk om de impact op de verschillende functies (paai-, opgroei-) van het beekhabitat te kunnen evalueren.

De resultaten uit ons onderzoek stemmen in grote lijnen overeen met vergelijkbare studies in het buitenland (Groot-Brittannië, Zweden). Pretty *et al.* (2003) stelden vast dat in een onderzoek naar vispopulaties in 13 laaglandbeken en -rivieren, met een breedte tussen 4 en 15 m, de totale abundantie, het aantal vissoorten en de diversiteit niet significant verschillend was tussen herstelde en niet herstelde beektrajecten. Enkel voor Rivierdonderpad en Bermpje werden significante verschillen gevonden voor één van de twee onderzoeksjaren (2000 en 2001). De auteurs stelden vooral een significant verschil in de vispopulaties tussen de twee onderzoeksjaren vast. Er werden bijna geen significante relaties gevonden tussen de habitatvariabelen, waaronder een verhoogde heterogeniteit, en de biodiversiteit van de visfauna. Ook Lepori *et al.* (2005) vonden bij een éénmalige monitoring na 1 jaar ondanks een hogere structurele diversiteit op de herstelde

riwiertrajecten geen significante effecten op de diversiteit of evenness van de macro-invertebraten- of visgemeenschap. In ons onderzoek in een monitoringperiode van drie jaar kunnen significante verschillen in beekmorfologie

Dit betekent dat in postevaluatie monitoringprojecten een voldoende grote bemonsteringsinspanning in het herstellende en stroomop- en stroomafwaartse beek- of rivierdeel moet worden ingepland. Het is duidelijk dat monitoringstudies over een voldoende lange periode moeten worden uitgevoerd om statistisch betrouwbare uitspraken te kunnen maken. Ook de monitoringstudies van Pretty *et al.* (2003) en Lepori *et al.* (2005) waren beperkt in de tijd, wat althans gedeeltelijk de resultaten in hun studies kan verklaren. De monitoring van de Voorste Nete en de voorlopige resultaten van de monitoring van de Witte Nete tonen aan dat de omlegging een effectieve mitigerende maatregel is en dat de hermeandering op basis van de populatiedynamiek van de visfauna in een biologische meerwaarde resulteert.

Referenties

Aeolus (2001). MER Kwartzandwinning. S.C.R.-Sibelco N.V.

Aeolus (2003). Voorstel voor omlegging van de Voorste Nete ter hoogte van de zandwinning 'Pinken'. S.C.R.-Sibelco N.V.

Aubroeck B., Hendig P.T., Van De Genachte G. en De Vocht A. (2005). Voorstel voor omlegging van de Witte Nete ter hoogte van de zandwinning in de groeve Donk in opdracht van SCR-Sibelco.

Block, W.M., Franklin, A.B., Ward, J.P., Ganey, J.L. en White, G.C. (2001). Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. *Restoration Ecology* Vol. 9 (3): 293-303.

De Pauw, N. en Vannevel, R. 1993. Macro-invertebraten en waterkwaliteit. Stichting Leefmilieu vzw, Antwerpen pp 316.

De Vocht, A., Aubroeck, B. en Hendig, P. (2006a). Monitoring biologisch herstel van de verlegde Voorste Nete in Dessel. Studie uitgevoerd in opdracht van het Dept.LNE, afd. Milieu-integratie en -subsidieën en Sibelco N.V.

De Vocht, A., Hendig, P. en Aubroeck, B. (2006b). Monitoring biologisch herstel van de verlegde Witte Nete ter hoogte van groeve Donk. Tussentijdsrapport

Lepori, F., Palm, D. Brännäs, E. en Malmquist, B. (2005). Does restoration of structural heterogeneity in streams enhance fish and macroinvertebrate diversity? *Ecological Applications* 15(6): 2060-2071.

Palmer, M.A., Bernhardt, E.S., Allen, J.D., Lake, P.S., Alexander G., Brooks, S., Carr, J., Clayton, S., Dahm, C.N., Folstad Shah, J., Galat, D.L., Loss, S.G., Goodwin, P., Hart, D.D., Hassett, B., Jenkinson, R., Kondolf, G.M., Lave, R., Meyer, J.L., O'Donnell, T.K., Pagano, L. en Sudduth, E. (2005) Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology* 42:208-217.

Pretty, J.L., Harrison, S.S.C., Sheperd, D.J., Smith, C., Hildrew A.G. en Hey, R.D. (2003) River rehabilitation and fish populations: assessing the benefit of instream structures. *Journal of Applied Ecology* 40(2): 251-265.

Seeuws, P., Van Liefferinge C., Meire, P. en Verheyen, R.F. (1999). Ecologie en Habitatpreferentie van beschermde vissoorten. Soortbeschermingsplan voor de kleine modderkruiper. Rapport Universitaire Instelling Antwerpen, i.o.v. AMINAL, Afdeling Natuur (AMINAL/NATUUR/1996/NR14).

Thompson, D.M. (2006) Did the pre-1980 use of in-stream structures improve streams? A reanalysis of historical data. *Ecological applications*, 16 (2):784-796.

A. De Vocht
Dr. navorser
Universiteit Hasselt
Centrum voor Milieukunde
Agoralaan geb. D
3590 Diepenbeek
tel. 011.268334
fax. 011.268301
alain.devocht@uhasselt.be

B. Aubroeck
Projectleider Water
Aeolus (Arcadis Belgium)
Vroentestraat 2b
3290 Diest

Paul T. Hendig
Ecoloog
Aeolus (Arcadis Belgium)
Vroentestraat 2b
3290 Diest

Vismigratie en het oplossen van vismigratieknelpunten

Het waterbeheer van vroeger dat vooral gericht was op een snelle waterafvoer; maakt plaats voor een beheer van een watersysteem als ecosysteem. Vissen terug laten migreren tussen zee en zoet water en tussen grote rivieren en kleinere bovenlopen, is voor de waterbeheerder een prioritaire doelstelling. Deze doelstelling werd ook door het Vlaamse Parlement bekrachtigd in het decreet betreffende het Integraal Waterbeleid.

De voorbije jaren zijn tal van initiatieven genomen om het herstel van vismigratie aan te moedigen, te organiseren en om de kennis hieromtrent te verspreiden. Dit resulteerde in een handboek waarin het ontwerpen van efficiënte en natuurlijke oplossingen centraal staat én een samenwerking tussen de verschillende waterbeheerders voor het openmaken van een netwerk van prioritaire waterlopen. Ook worden alsmear meer projecten uitgevoerd en opgestart om vismigratie te herstellen. De voorkeur gaat uit naar integrale oplossingen waarbij herstel van vismigratie deel uitmaakt van een ruimer ecologisch herstel van het watersysteem. Een 100-tal projecten werden intussen gerealiseerd. Toch is dit nog maar 14% van de knelpunten aanwezig op de voor vismigratie prioritaire waterlopen.

Vismigratie en de vismigratieproblematiek

Vismigratie is de verplaatsing van vissen tussen paai-, opgroei- en overwinteringsgebieden, maar ook de dagelijkse visverplaatsing en het wegtrekken van vissen uit ongunstige omstandigheden. De aard van de vistrek verschilt per soort en per levensstadium. Het kan bij de vistrek gaan om reproductieve migratie (paaïmigratie), maar ook om migratiebewegingen tussen zomer- (of opgroei-) en winterhabitaten (Lucas & Baras 2001).

Afgelopen decennia was het waterbeheer voornamelijk gericht op een snelle waterafvoer. Ingrepen zoals rechttrekken, verbreden en verdiepen van de oorspronkelijke loop, het dempen van meanders, het droogleggen van moerassen en de versnippering van de loop door de aanleg van allerhande kunstwerken (duikers, stuwen, sifons, enz.) hebben echter geleid tot een verlies aan habitaten en migratiemogelijkheden van levensgemeenschappen in het watersysteem. Niet alleen de waterverontreiniging maar ook deze ingrepen zijn mede de oorzaak van de afname van de stroomminnende vissoorten en grote migratoren in Vlaanderen. Stroomminnende soorten m.n. de gestippelde alver, de beekprik, de rivierdonderpad, kopvoorn, serpeling, barbeel, elrits, beekforel en sneep vallen volgens Rode lijst onder de categorie 'zeldzaam' kwetsbaar' en 'met uitsterven bedreigd'. Ook de status van de grote migratoren, vissoorten waarvoor migraties tussen zoet water en de zee noodzakelijk zijn, is slecht. Van de bijna 200 Europese zoetwatervissoorten zijn er op dit ogenblik 67 bedreigd in hun voortbestaan door menselijke ingrepen op de waterlopen. Ongeveer de helft hiervan kan teruggebracht worden tot problemen die verband houden met een fysische migratiebelemmering (Northcote, 1998). Volgens de Rode lijst zijn 8 van de 12 grote migratoren zo goed als verdwenen zoals houting, grote marene, elft, Atlantische steur, zeebek, Atlantische zalm, fint en zeeforel. De fint wordt wel weer gevangen in de Zeeschelde maar of deze soort de geschikte

paaigebieden vindt is nog onduidelijk. De zeeforel en de geherintroduceerde zalm zwemmen de Maas op, richting bovenstroomse paaïhabitaten. De route is echter nog niet volledig opengemaakt. Bot, spiering en rivierprik zijn voorbeelden van grote migratoren die volgens de Rode Lijst onder de categorie 'zeldzaam' vallen. De paling ten slotte, die destijds zo talrijk was in onze waterlopen, is de laatste jaren sterk achteruitgegaan.

Figuur 1: migratieknelpunt voor de stroomopwaartse migratie



Het beleid en het plan van aanpak

De voorbije jaren werd door het beleid meer aandacht besteed aan een ecologisch herstel van watersystemen. De Europese Kaderrichtlijn water 2000/60/EG stelt dat een zo goed mogelijke toestand van het water moet bereikt worden en worden gehandhaafd in elk stroomgebied. De leefomgeving voor een grote verscheidenheid aan levende wezens wordt hierbij centraal gesteld. Voor de natuurlijke waterlichamen wordt gesteld dat "de continuïteit van de rivier door menselijke activiteiten niet verstoord mag zijn". Maar ook voor sterk gewijzigde en kunstmatige waterlichamen "moeten alle uitvoerbare kwaliteitsverbeteringsmaatregelen genomen worden om te zorgen voor het beste ecologische continuum, met name voor wat betreft de migratie van fauna en geschikte paaigronden en kraamkamers". Daarnaast is de Vlaamse Overheid gebonden aan de Benelux beschikking M 96 (5) dd. 26 april 1996 die stelt dat vrije migratie van vissen in alle hydrografische bekkens moet worden

mogelijk gemaakt tegen 1 januari 2010. Deze doelstelling werd overgenomen in het Vlaamse beleid in het Decreet betreffende het Integraal Waterbeleid, goedgekeurd door het Vlaams Parlement op 18/07/2003.

Op een aantal locaties in Vlaanderen werden in de jaren 90 her en der projecten voor de verwezenlijking van vrije vismigratie opgestart en uitgevoerd. Al snel bleek dat men behoefte had aan een beter gestructureerde, wetenschappelijk onderbouwde en gecoördineerde aanpak van de problematiek. Daarop volgde dan ook een plan van aanpak waarin wordt voorgesteld om alle waterbeheerders te laten samenwerken aan een vrije vismigratie in een netwerk van prioritaire waterlopen. Om de bestaande bedreigde populaties in stand te kunnen houden (stand-still-principe) is het van cruciaal belang in eerste instantie aan een herstel van vrije vismigratie op en naar waterlopen met een hoge structuurdiversiteit en/of bedreigde soorten te werken. Bij de opmaak van het netwerk van prioritaire waterlopen werd een selectie gemaakt van ecologisch waardevolle en verbindingswaterlopen (3000 km van de 20.000 km) (Monden *et al.*, 2001). Een concrete weergave van de migratieproblematiek op deze prioritaire waterlopen is terug te vinden op de website www.vismigratie.be. Deze databank is het resultaat van enkele grondige inventarisaties die werden gefinancierd door de Provinciale Visserijcommissies, Agentschap voor Natuur en Bos en uitgevoerd door het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek en de Universiteit van Antwerpen. In totaal werd

tijdens deze studies 3000 km waterloop van bron tot monding geïnventariseerd. De inventarisatiegegevens zijn in een databank geplaatst en kunnen door iedereen via de website worden opgevraagd. De database is interactief: Met een paswoord kan men fouten in de fiches verbeteren en nieuwe situaties toevoegen (bijvoorbeeld de aanleg van een vispassage), waarna deze nieuwe informatie door de databankbeheerder in de databank worden geplaatst. Hierdoor blijft de databank actueel en is het mogelijk om een overzicht te krijgen van de stand van zaken. (figuur 2)

Op 1 Januari 2007 waren in totaal 110 knelpunten gesaneerd wat neerkomt op een 14% van het totaal aantal knelpunten. Er is dus nog een lange weg te gaan om een open netwerk te realiseren. (tabel 1)

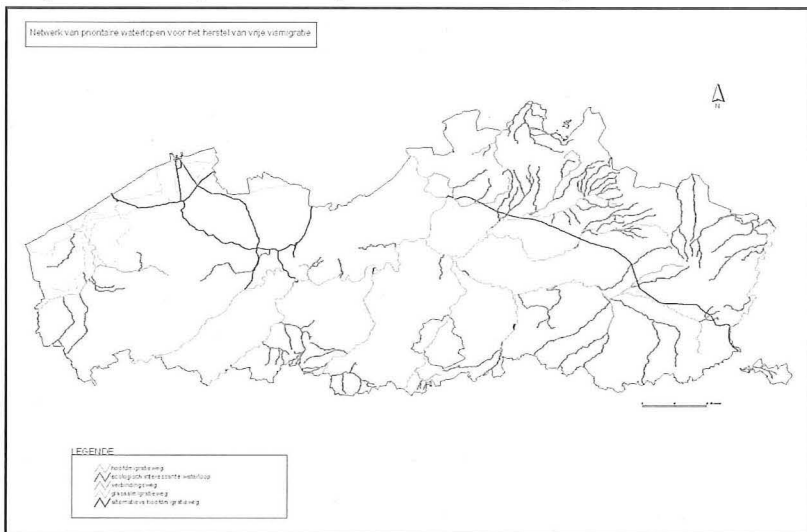
Een handboek als leidraad voor efficiënte ontwerpen

De uitvoering loopt niet altijd van een leien dakje. Dikwijls moet een lange weg afgelegd worden vooraleer een herstelproject uitgevoerd kan worden. In de meeste gevallen duiken er tijdens de voorbereiding van een project kleinere of grotere moeilijkheden op. Ook over de verschillende oplossingen, toepassingsmogelijkheden en hun efficiëntie heerste lange tijd onduidelijkheid. De vraag werd dan ook geregeld gesteld hoe men best te werk gaat voor een vlotte uitvoering en voor een goed resultaat m.n. ‘een visdoorgang die werkt’. Het ontwerpen van visdoorgangen blijkt moeilijker dan aanvankelijk gedacht. Al in 1912 schreef men in een ingenieurstijdschrift (Gerard P., 1912) dat visdoorgangen dikwijls hun doel voorbij schoten omdat men tijdens het ontwerp, de vis en zijn eigenschappen vaak buiten beschouwing liet. Ook nu nog worden om diverse redenen – vaak lokale omstandigheden - beslissingen genomen die dikwijls ten koste gaan van het bereiken van de doelstelling: m.n. komen tot ‘werkende’ visdoorgangen. De nood aan achtergrondinformatie over vismigratie en de kennis van de biologische eisen, randvoorwaarden die meegenomen moeten worden bij het ontwerpen van visdoorgangen, heeft geleid tot de opmaak van een handboek. Het handboek: vismigratie, een handboek voor herstel in Vlaanderen en Nederland (Kroes en Monden, 2005) werd opgesteld door de Vlaamse Milieumaatschappij, afdeling Water en de (voormalige) Organisatie voor de Verbetering van de Binnenvisserij. Het is een bundeling van de meest recente informatie over vismigratie, aangebracht door Nederlandse en Vlaamse deskundigen. Het boek geeft praktische richtlijnen voor het zoeken naar en ontwerpen van oplossingen om de stroomopwaartse migratie van vissen te herstellen. Bij het zoeken naar oplossingen wordt een onderscheid gemaakt tussen knelpunten die gelegen zijn in polderwaterlopen, zoet-zoutovergangen, bevaarbare waterlopen en stromende waterlopen. De verschillende typen visdoorgangen worden ondergebracht in 4 grote groepen: natuurlijke oplossingen, semi-natuurlijke

Tabel 1: Stand van zaken: herstel vismigratie op prioritaire waterlopen

Waterloopcategorie	Aantal km prioritaire waterloop	Totaal aantal knelpunten	aantal gesaneerde knelpunten	Gesaneerde knelpunt (percentage)
Bevaarbare waterlopen	958	49	0	0%
Onbevaarbare waterlopen, categorie 1	728	199	38	19%
Onbevaarbare waterlopen, categorie 2	956	444	70	16%
Onbevaarbare waterlopen, categorie 3	262	104	2	2%
	2904	796	110	14%

Figuur 2: Netwerk van prioritaire waterlopen voor het herstel van vismigratie



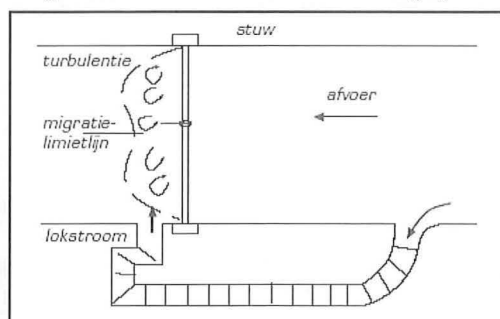
oplossingen, technische oplossingen en een aangepast beheer. Voor elk type visdoorgang wordt de nodige technische info meegegeven alsook de ontwerpcriteria die belangrijk zijn voor het bereiken van een goede efficiëntie. Daarnaast legt het handboek een accent op het evalueren van oplossingen en geeft het een overzicht van ontwerpvoorbeelden. Tenslotte wordt achteraan in het boek, achtergrondinformatie weergegeven waarin algemene aspecten over vismigratie, de vismigratieproblematiek en het beleid worden behandeld.

Naast efficiëntie is het bereiken van een hoge natuurlijksheidsgraad bij het kiezen en ontwerpen van oplossingen, een belangrijk streefdoel. Zo krijgt bij het herstel van de natuurlijke situatie, zoals bij stromende waterlopen het verwijderen van een stuw en het natuurlijk verval herstellen door te hermeanderen, de voorkeur boven de aanleg van een semi-natuurlijke oplossing. Bij een semi-natuurlijke oplossingen wordt ook werk gemaakt van het herstel van stromende habitat-ten. Voorbeelden zijn stenen visdoorgangen of nevengeulen. Een technische oplossing zoals de aanleg van een bekkenpassage is een maatregel die zich voornamelijk toespitst op het herstel van vismigratie. Het handboek stuurt aan op een integrale aanpak waarbij het herstel van vismigratie deel uitmaakt van een ruimere ecologische en hydrologische visie op het watersysteem

Wanneer is een visdoorgang efficiënt?

Een visdoorgang is efficiënt als wordt voldaan aan twee voorwaarden: attractief en passeerbaar. Attractiviteit is het vermogen om vissen aan te trekken tot aan de ingang van de visdoorgang. Vaak kunnen vissen de toegang niet of nauwelijks vinden omdat de lokstroom te klein is, de ingangen slecht gesitueerd zijn of het waterdebiet over de visdoorgang te laag is. De attractiviteit is maximaal als de visdoorgang de volle breedte van de hoofdloop beslaat. Het totale debiet van de waterloop gaat in dat geval door de visdoorgang. Bij een visdoorgang in een by-pass of nevengeul hangt de attractiviteit onder meer af van de locatie van de ingang en het debiet. Voor een efficiënte doorgang moet de vis de ingang gemakkelijk kunnen vinden. Vissen zullen in principe de sterkste stroom in de waterloop volgen. Als ze dan op een barrière (muur, wa-

Figuur 3. Locatie van de uitstroom van een visdoorgang



tersprong) stuiten, gaan ze vanaf die locatie, de zogenaamde migratielinietlijn, zoeken naar een uitweg. Dit is de beste plaats voor de ingang van de passage. Hoe hoger het debiet in de visdoorgang hoe attractiever deze zal zijn. Daarnaast is best ook de snelheid van het water ter hoogte van de uitstroom hoog genoeg en de richting van de uitstroom dwars op de hoofdloop om een goede lokstroom te creëren. (figuur 3)

De passeerbaarheid heeft te maken met het gemak waarmee vissen de doorgang nemen als ze de ingang eenmaal hebben gevonden. De vlotheid van de passage hangt af van de leeftijd en conditie van de vis. Stroomopwaarts migrerende vissen die herhaaldelijk een doorgang moeten passeren, kunnen dermate uitgeput raken dat ze de paaigebieden niet (op tijd) bereiken. Voor een goede passeerbaarheid moet getracht worden een zo natuurlijk mogelijk stromingspatroon in de visdoorgang te realiseren. Voor een nevengeul kan dit door het natuurlijk verval te realiseren. Indien het verval over kortere afstand moet worden afgebouwd zoals bij v-vormige bekkentrappen is het stromingspatroon minder natuurlijk en is het voor een goede passeerbaarheid belangrijk dat de drempelhoogtes, energiedemping en snelheden worden aangepast aan de gedragingen van de slechtste zwimmers.

Drie praktijkvoorbeelden van visdoorgangen op stromende waterlopen

Als waterbeheerder van onbevaarbare waterlopen van 1^{ste} categorie heeft de afdeling Water van de Vlaamse Milieumaatschappij 38 projecten uitgevoerd en een 50 tal projecten in voorbereiding. Voor de meeste waterlopen is een ruimere ecologische én hydrologische en hydraulische gebiedsvisie opgemaakt waarin voor het oplossen van vismigratieknelpunten de meest integrale oplossingen worden voorgesteld. De voorstellen worden in een ontwerpstudie verder in detail ontworpen.

Het herstel van de natuurlijke situatie door de stuw te verwijderen en de waterloop te hermeanderen wordt ondermeer voorbereid voor de Grote Nete in Geel. Twee stuwen zullen worden verwijderd en over een afstand van 4 km zullen meanders opnieuw worden uitgegraven en opnieuw aangesloten aan beide zijden van de rechtgetrokken loop. De nieuwe loop is gedeeltelijk gebaseerd op het historisch tracé en wordt gedimensioneerd met behulp van hydraulische en hydrologische modellen. De visdoorgang op de Kleine Gete in Eliksem is een voorbeeld van een nevengeul (semi-natuurlijke oplossing). De oude bypass langs de molen werd terug in gebruik genomen over een lengte van 250 m. Plaatselijk werden stenen gebruikt om de ruwheid van de nevengeul iets te verhogen. De nevengeul kan aan de inlaat afgesloten worden met een schuif. De uitstroom ligt 90 m stroomafwaarts van de woelkom van de molen wat niet ideaal is voor het vinden van de ingang van de visdoorgang. De richting van de

uitstroom is haaks op de hoofdstroom wat gunstig is voor de lokstroom.

Figuur 4: Nevengeul op de Kleine Gete in Eliksem



Een voorbeeld van een technische oplossing is de v-vormige bekkentrap op de Kleine Nete in Herentals. Deze werd aangelegd op de linkeroever langs de stuw en werd ontworpen voor een groot aandeel van het debiet (min debiet tot $1.1 \text{ m}^3/\text{s}$). De uitstroom is heel goed gelocaliseerd ten opzicht van de stuw. Daarnaast gaat ze haaks in op de hoofdstroom. Het ontwerp van de bekkens en drempels zijn afgestemd op de zwakke zwemmers door snelheden te beperken tot maximaal 1 m/s over de drempels. Daarnaast ontstaat door de v-vorm en het gebruik van stenen een grote diversiteit aan stroomsnelheden wat gunstig is voor de passeerbaarheid. De stenen werden voor $1/3^{\text{de}}$ vastgelegd met colloidaal beton, hierdoor blijft de grillige vorm van de stenen behouden. Over de drempel wordt de energie optimaal gedempt door rekening te houden met een verdrinkingsgraad van 0.5 over de drempel en door de bekkens voldoende lang en diep te maken. Ten opzichte van natuurlijkere oplossingen was het heel belangrijk dat de uitvoering nauwkeurig volgens het plan werd gerealiseerd.

Figuur 5: Aanleg van stenen drempels in de v-vormige bekkentrap op de Kleine Nete in Herentals



Gerard P., 1912

Die Fishwege

Handbuch der Ingenieurwissenschaften 3

Kroes M.J. en Monden S., 2005

Vismigratie, een handboek voor herstel in Vlaanderen en Nederland.

AMINAL, afdeling Water en Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij
Brussel

Lucas M.C. en Baras E., 2001

Migration of freshwater fishes

Blackwell Science

Monden S., De Charleroy D., Coeck J.,

Van Liefvering C., Verbiest H., Janssens L.,

Van Craen L. en Vandenabeele P., 2001

Voorstel tot implementatie van de Be-

nelux Beschikking inzake vismigratie in het

Vlaamse beleid (versie 2, 2 maart 2001).

Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, IBW.

Wb.VR.2000.83, Instituut voor Natuurbehoud,

IN.R.2000.8

Norhtcote, 1998

Migratory behaviour of fish and its significance to

movement through riverine fish passage facilities

Fish migration and fish bypasses, Fishing News

Books

S. Monden, Ecoloog

Vlaamse Milieumaatschappij, afdeling Water

Graaf de Ferraris-gebouw 2e verdieping

K. Albert II-laan 20 bus 16

1000 Brussel

tel. 02/5532110

fax. 02/5532105

De trekpatronen van blankvoorn (*Rutilus rutilus* L.) in gefragmenteerde rivieren in België

Bouwwerken zoals stuwen en watermolens creëren een verval of onnatuurlijk hoge stroomsnelheid in een waterloop. Hierdoor worden vismigraties tussen diverse en levensbelangrijke habitatten verhinderd. In deze studie wordt specifiek onderzoek verricht naar blankvoorn, een karperachtige die algemeen voorkomt in onze wateren. Om hun ecologie en overlevingsvermogen in sterk verstoorde rivieren beter te begrijpen, worden voor dit onderzoek 24 blankvoorns uit twee Vlaamse (Grote en Kleine Nete) en één Waalse rivier (Vesder) met een zender uitgerust en gedurende zes maanden dagelijks gevolgd.

Uit de gegevens blijkt dat hun gedragspatroon alsook de afgelegde afstand een grote variabiliteit vertoont maar dat de duur en dynamiek van de bewegingen dezelfde zijn. Voorts speelt de watertemperatuur een belangrijke rol bij hun beweeglijkheid. Zo worden er duidelijke temperatuursgebonden patronen onderscheiden. Bovendien is aangetoond dat de migratielengte afhankelijk is van de beschikbare afstand tussen twee opeenvolgende knelpunten. Dit betekent dat het migratiegedrag van blankvoorn duidelijk gelimiteerd is door de huidige fragmentatie. Blankvoorn zal in natuurlijke omstandigheden over veel grotere afstanden migreren en bijgevolg zullen er dus ook over een grotere afstand interacties zijn tussen blankvoorn populaties.

Migratie is een natuurlijk verschijnsel bij verschillende diersoorten. Vismigratie vormt hierop geen uitzondering. Vissen zitten namelijk niet stil. Ze verplaatsen zich afhankelijk van de soort over korte of langere afstanden tot ze een plaats vinden waar voedsel is of waar schuilplaatsen zijn. Soms verlaten ze hun stek om zich te beschermen tegen vijanden of om een plotse vervuiling te ontwijken, om een ideale plaats te zoeken voor hun eieren of gewoon omdat de groep te groot geworden is. De meest opvallende migratie gebeurt echter in functie van de voortplanting (paaimigratie). Voor een groot aantal vissoorten vindt dit in het voorjaar plaats. Een combinatie van interne factoren (hormonen) en externe factoren (vb. stijging van de watertemperatuur) stimuleren vissen om te trekken naar stroomopwaarts gelegen paaigebieden.

Op de meeste waterlopen wordt vrije vismigratie onmogelijk gemaakt door de aanwezigheid van bouwwerken zoals stuwen en watermolens. Deze constructies creëren hoogteverschillen of onnatuurlijk hoge stroomsnelheden zodat vissen op die plaats niet verder stroomopwaarts kunnen zwemmen. Hierdoor worden de paaigebieden, schuilplaatsen en voedselrijke gebieden onbereikbaar. De vismigratieknelpunten brengen dan ook onrechtstreeks het voortbestaan van een groot aantal vissoorten in het gedrang. Kennis over hun gedrag en mobiliteit is nodig om beter te begrijpen hoe vissen overleven in sterk verstoorde rivieren. Bij zalmachtigen werd er, in tegenstelling tot bij karperachtigen, al veel onderzoek gedaan naar migratie en paaigedrag. Nochtans kan ook een soort zoals blankvoorn (*Rutilus rutilus*) over grote afstanden migreren.

Blankvoorn is een dominante cyprinide (karperachtige) die in een groot deel van Eurazië voorkomt in rivieren, meren en kanalen, in stromende

en stilstaande wateren. Hij leeft in scholen en is vrij resistent tegen waterverontreiniging en structurele degradatie van het milieu.

Eerdere studies over het migratiegedrag van blankvoorns in meren en rivieren toonden al aan dat deze vis zich over kortere afstanden verplaatst (Williams, 1965; Stott, 1967). Meer recente studies tonen aan dat hij soms migreert over verscheidene kilometers (Baade & Fredrich, 1998) en homing gedrag (het steeds terugkeren naar eenzelfde plaats) vertoont (Goldspink, 1977; L'Abée-Lund & Vøllestad, 1985). De bedoeling van deze studie is te kijken naar de seizoensgebonden migraties van individuele blankvoorns in drie sterk gefragmenteerde rivieren in België en na te gaan hoe blankvoorn zijn ruimtegebruik aanpast in een stuk waterloop dat zowel stroomopwaarts als stroomafwaarts begrensd wordt door bouwwerken.

Materiaal en Methode

In drie rivieren, namelijk de Kleine Nete en de Grote Nete in Vlaanderen en de Vesder in Wallonië werden gelijktijdig blankvoorns uitgerust met een zender en dagelijks gevolgd.

De Kleine Nete (50 km) en de Grote Nete (60 km) zijn beide typische Vlaamse rivieren. Oorspronkelijk kenden ze een sterk meanderende loop die teniet gedaan werd door kanalisatie en rechttrekking om een snelle waterafvoer uit hun vallei te verzekeren. Ten gevolge van deze aanpassingen zijn beide waterlopen nu sterk gefragmenteerd. De Kleine Nete wordt in stukken verdeeld door de aanwezigheid van vijf stuwen en twee sifons (een sifon leidt een waterloop onder een kanaal door en is dus niet recht maar U-vormig); de Grote Nete door zes stuwen en vier sifons. Het studiegebied situeert zich in beide waterlopen tussen twee opeenvolgende stuwen op een afstand van

respectievelijk 7 km en 3 km. Op de Kleine Nete werd naast de meest stroomopwaarts liggende stuw een vispassage gebouwd. De vispassage bestaat uit tien met elkaar verbonden vakken die telkens 15 cm lager liggen dan hun voorganger. Zo kunnen vissen in verschillende trapjes toch verder stroomopwaarts de Kleine Nete opzwemen. Beide rivieren behoren tot de zuiverste rivierstelsels in Vlaanderen, mede doordat waterzuiveringinstallaties reeds vroeg in gebruik genomen werden. Deze rivieren herbergen dan ook een rijke fauna en flora met respectievelijk 30 vissoorten in de Kleine Nete en 25 vissoorten in de Grote Nete. De Vesder is een 72 km lange rivier in het Maasbekken waarvan de hoofdstroom door 29 bouwwerken gefragmenteerd wordt. Het studiegebied op deze rivier is gesitueerd in het benedenstrooms gedeelte en is 1,2 km lang tussen twee opeenvolgende dammen. Het visbestand bestaat uit 20 vissoorten waaronder barbeel en vlagzalm.

In elke rivier werden acht blankvoorns (> 150 mm vorklengte en > 150 g) gevangen met behulp van elektrovisserij en uitgerust met een zender. De zender laat, met behulp van een ontvanger, de permanente opvolging van individuele vissen toe. Alle vissen werden tijdens het voorjaar 2004 (begin maart) gedurende 160 dagen dagelijks gevolgd in de Kleine Nete en de Grote Nete en gedurende 114 dagen (elke twee dagen) in de Vesder of tot de vis spoorloos was.

Resultaten en bespreking

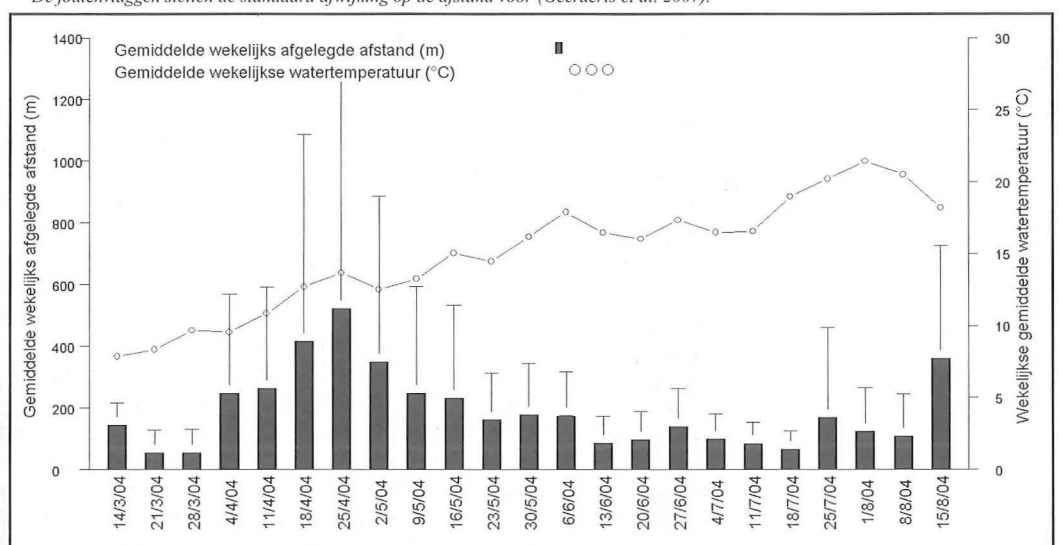
Blankvoorn vertoont een grote variabiliteit in gedragspatronen en afgelegde afstand, maar de duur en de dynamiek van de bewegingen is dezelfde voor de individuen in Vlaanderen en Wallonië. Van begin april tot eind mei verplaatsen de blankvoorns zich veel vaker en over grotere afstanden (Figuur 1) en worden ze vaak gelokaliseerd in stroomversnellingen in de rivier. Alhoewel de eigenlijke paaiactiviteiten niet visueel

zijn waargenomen, mag aangenomen worden dat het hier gaat over de paaimigratie omdat deze periode overeenstemt met de voortplantingsperiode van deze soort in gelijkaardige milieus (Vøllestad & L'Abée-Lund, 1987; Poncin, 1994; Baade & Fredrich, 1998; Lucas *et al.*, 1998). De stroomversnellingen fungeren als paaihabitaten. Buiten deze periode verplaatst blankvoorn zich tussen verschillende locaties maar de gemiddelde dagelijks afgelegde afstanden zijn kleiner (Figuur 1). De migraties worden significant groter wanneer de watertemperatuur varieert tussen 10°C en 14°C wat overeenkomt met laat april – begin mei (Figuur 1). Baade & Fredrich (1998) merken op dat er een groot verschil is tussen de mobiliteit en activiteit in april-mei (wanneer de vissen het meest actief zijn) en de andere periodes. Vanaf juni wordt de afstand die de blankvoorns dagelijks afleggen weer kleiner en worden de bewegingen beperkt tussen twee vaste locaties. De paaimigratie is hiermee afgelopen.

Vøllestad & L'Abée-Lund (1987) suggereren dat de paaiactiviteit gereguleerd wordt door de stroomsnelheid en de watertemperatuur. Ze suggereren dat blankvoorn op één moment paait in jaren waarin de watertemperatuur snel stijgt terwijl ze een verlengde paiperiode hebben in jaren waarin de watertemperatuur laag is of traag stijgt. In onze resultaten wordt geen statistisch verband gevonden tussen de stroomsnelheid en de afgelegde afstand hoewel er een paar eigenaardige winterbewegingen gezien worden bij zeer hoge stroomsnelheden.

De watertemperatuur speelt een belangrijke rol in de beweeglijkheid van de vissen (Figuur 1). In de drie rivieren worden duidelijke temperatuursgebonden patronen onderscheiden. Bij een watertemperatuur kleiner dan 10°C en groter dan 14°C zijn de visbewegingen beperkt. In de temperatuursklasse 10-14°C worden die bewegingen opvallend meer uitgesproken (paaimigratie). Tijdens de paaimigratie beweegt blankvoorn zich zowel stroomopwaarts als stroomafwaarts op zoek

Figuur 1: De gemiddelde afstand (m) (voor de drie rivieren samen) die blankvoorn wekelijks aflegt in relatie tot de watertemperatuur (°C). De foutenvlaggen stellen de standaard afwijking op de afstand voor (Geeraerts *et al.* 2007).



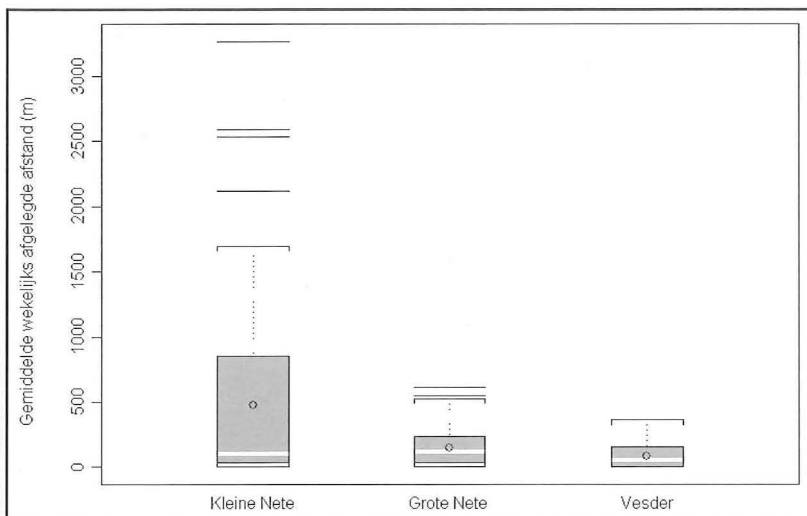
naar een geschikte paaipplaats. Daarbij zwemmen ze soms zijrivieren op of zwemmen over een vispassage (Kleine Nete). De afgelegde afstand verschilt duidelijk in de drie rivieren. De lengte van de migraties is namelijk afhankelijk van de beschikbare afstand tussen twee opeenvolgende knelpunten. In de Vesder, waar de afstand tussen de opeenvolgende, niet passeerbare knelpunten het kleinst is (± 1 km), worden de kleinste migratiebewegingen gezien (± 800 m). In de Grote Nete (3 km vrije beweging) worden afstanden tot ± 2 km afgelegd. In de Kleine Nete waar de vrije migratie afstand het grootst is, worden de grootste migratiebewegingen vastgesteld (± 8 -12 km) (Figuur 2).

We kunnen dus besluiten dat het migratiegedrag van blankvoorn duidelijk gelimiteerd is door de huidige fragmentatie. Blankvoorn zal in natuurlijke omstandigheden over veel grotere afstanden migreren en bijgevolg zullen er ook over een grotere afstand interacties zijn tussen blankvoorn populaties. Ook voor andere soorten die tijdens hun levenscyclus migreren, blijft het daarom noodzakelijk dat onze waterlopen open gesteld worden voor vrije vismigratie. Voorts heeft blankvoorn een specifiek migratiegedrag dat afhankelijk is van de watertemperatuur en de beschikbare afstand tussen twee opeenvolgende knelpunten (Geeraerts et al., 2007).

Dankwoord

Deze studie maakte deel uit van het FISHGUARD-project 'Impact assessment and remediation of anthropogenic interventions on fish populations' en werd gefinancierd door de 'Federale Diensten voor Wetenschappelijke, Technische en Culturele aangelegenheden' (DWTC). De auteurs wensen hun erkentelijkheid uit te drukken voor D. Hennen, R. Baeyens, S. Martens, G. Rimbaud en Y.

Figuur 2: De gemiddelde wekelijkse afstand die de blankvoorns afleggen gedurende de studieperiode. De weergegeven waarden zijn de mediaan (witte lijn), de percentielen 5, 25, 75 en 95 (zwarte lijnen van de box). De strepen duiden uitschieters aan, de cirkels geven de gemiddelde wekelijkse afgelegde afstand weer. Hoe groter de beschikbare afstand voor vrije migratie, hoe groter de afgelegde afstand (Geeraerts et al. 2007).



Neus voor het terreinwerk, F. Coopman voor het maken van het kaartmateriaal, P. Verschelde, T. Onkelinx en M. Melsen voor hun bijdrage aan de figuren en S. en P. Geeraerts en X. Walhoff voor het herlezen en aanleveren van constructieve commentaren.

Referenties

- Baade, U. & F. Fredrich, 1998. Movement and pattern of activity of the roach in the River Spree, Germany. *Journal of Fish Biology* 52: 1165-1174.
- Geeraerts C, M. Ovidio, H. Verbiest, D. Buysse, J. Coeck, C. Belpaire & J-C. Philippart, 2007. Mobility of individual roach *Rutilus rutilus* (L.) in three weir-fragmented Belgian rivers. *Hydrobiologia* 582: 143-153.
- Goldspink, C. R., 1977. The return of marked roach (*Rutilus rutilus* L.) to spawning grounds in Tjeukemeer, The Netherlands. *Journal of Fish Biology* 11: 599-603.
- L'Abée-Lund, J. H. & L. A. Vøllestad, 1985. Homing precision of roach *Rutilus rutilus* in Lake Aarungen, Norway. *Environmental Biology of Fishes* 13: 235-239.
- Lucas, M. C., T. J. Thom, A. Duncan & O. Slavik, 1998. Coarse Fish Migration Occurrence, Causes and Implications. Technical Report W152, Environment Agency: p.161.
- Poncin P., 1994. La reproduction des poissons de nos rivières. *Cahiers d'Ethologie* 13: 317-342.
- Stott, B., 1967. The movements and population densities of roach (*Rutilus rutilus* L.) and gudgeon (*Gobio gobio* L.) in the River Mole. *Journal of Animal Ecology* 36: 407-423.
- Svärdson, G., 1951. Spawning behaviour of *Leuciscus leuciscus* (L.). *Reports of the Institute of freshwater Research, Drottningholm* 33: 199-203.
- Vøllestad, L. A. & J. H. L'Abée-Lund, 1987. Reproductive biology of stream-spawning roach, *Rutilus rutilus*. *Environmental Biology of Fishes* 18: 219-227.
- Williams, W. P., 1965. The population density of four species of freshwater fish, roach (*Rutilus rutilus* L.), bleak (*Alburnus alburnus* L.), dace (*Leuciscus leuciscus* L.) and perch (*Perca fluviatilis* L.) in the River Thames at Reading. *Journal of Animal Ecology* 36: 407-423.

C. Geeraerts,
Wetenschappelijk attaché
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

M. Ovidio, H. Verbiest, D. Buysse, J. Coeck,
C. Belpaire en J-C. Philippart
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek
Duboislaan 14, 1560 Groenendaal (Hoeilaart)
Tel: 02 658 04 10, Fax: 02 657 96 82

Globaal herstelplan Abeek

Historische evaluatie als basis voor beekherstel

Het watersysteem van de Abeek, in het noordoosten van de provincie Limburg, is door de mens ingrijpend gewijzigd. In de 19^{de} eeuw werd een kunstmatige loop gegraven om een aantal moerassige gebieden zoals Stamprooierbroek te ontwateren. Dit 'kanaal' vormt vandaag de benedenloop van de Abeek.

Essentieel in een ecologisch herstel van de Abeek is het terug laten stromen van het Abeekwater door de natuurlijke vallei. Hierdoor kan de ecologisch zeer waardevolle bovenloop van de Abeek opnieuw verbonden worden met de Uffelse beek, de historische benedenloop van de Abeek op Nederlands grondgebied.

De mogelijkheden voor een dergelijk ecologisch herstel op grensoverschrijdende schaal, werden onderzocht in het Globaal Herstelplan Abeek.

Ecologische studie van het stroomgebied van de Abeek

In 2005-2006 voerde AEOLUS bvba - in opdracht van VMM afdeling Water en Provincie Limburg, dienst waterlopen - de studieopdracht 'Ecologische inventarisatie en visievorming voor het stroomgebied van de Abeek in het kader van integraal waterbeheer' uit.

De hoofddoelstelling van deze ecologische studie is om het waterbeheer van de waterlopen 1^e en 2^e categorie beter af te stemmen op de ecologische potenties in het stroomgebied. In de ecologische inventarisatie werden verschillende aspecten van het watersysteem van de Abeek bestudeerd, zoals oppervlaktewaterkwaliteit, structuurkwaliteit, grondwater, fauna en vegetatie. Het volledige stroomgebied werd doorgelicht, waarbij de meeste aandacht ging naar de hoofdwaterlopen (1^e en 2^e categorie) en hun vallei. Deze inventarisatie vormde de basis voor het streefbeeld, de knelpuntanalyse en de uitwerking van maatregelen.

Knelpunten

Belangrijke knelpunten voor het goed functioneren van het watersysteem blijken het gevolg te zijn van de omwisseling van Abeek en Lossing omstreeks 1970. Reeds in 1870 werd een kunstmatige waterloop gegraven - destijds Lossing genaamd - van het Stamprooierbroek via Kinrooi naar de Maas te Ophoven. Sinds 1970 wordt al het Abeekwater door deze kunstmatige bedding geloodst. Door de natuurlijke vallei stroomt vandaag de Lossing richting Uffelse beek.

De structuur- en ecologische kwaliteit van de gegraven Abeek is beperkt en er zijn weinig mogelijkheden tot verbetering. Bovendien zal elke verbetering van de structuurkwaliteit op het gegraven gedeelte kunstmatig blijven. Zo bestaat er geen relatie tussen waterloop en omliggend valleigebied zoals we verwachten in een natuurlijk systeem.

Aan de gelijkgrondse kruising met de Ifterbeek en vooral aan de monding in de Maas te Ophoven zijn er vismigraatieknelpunten. Heel belangrijk is dat er geen verbinding meer is tussen de eco-

gisch zeer waardevolle bovenloop van de Abeek (met o.a. Bronlibel, steenvlieg, Paarbladig Goudveil, Beekprik, Serpeling, ...) en de Nederlandse benedenloop van de Abeek (Uffelse beek - Haelense beek) waar men hard werkt aan beekherstel. Momenteel is al bijna 14 km van het Nederlandse beektraject heringericht op een totale lengte van 20 km. De structuurkwaliteit en buffering van de waterloop is hierbij sterk verhoogd. In de heringerichte trajecten zijn alle vismigraatieknelpunten reeds opgeheven. Als alles volgens planning verloopt meandert rond 2015 de gehele beek en zijn er geen vismigraatieknelpunten meer aanwezig.

Ook zorgt de huidige kunstmatige situatie voor structureel dure waterbeheerskosten zoals pompen, ruiming en dijkonderhoud. Doordat de huidige Abeek afwisselend boven en onder het maaiveld ligt zijn natuurlijke afwatering en overstroming onmogelijk.

Beekhistoriek van A tot Z

Niettegenstaande grote delen van Noordoost-Limburg tot in recente tijden wegens te droog of te nat als woeste gronden op de kaart stonden, is de menselijke bemoeienis met de Abeek steeds aanzienlijk geweest. De historiek van de watermolens, bijvoorbeeld, leert dat de bewoners al meer dan duizend jaar bezig zijn met het structureel aanpakken van de waterloop en bijhorende vallei.

De grote menselijke bemoeienissen in met name de Vlake van Bocholt zijn evenwel slechts twee eeuwen oud. Uiteraard speelden economische overwegingen hierbij een rol. Maar strategische overwegingen van nationaal belang tussen de jonge natie België en het voormalige Nederlandse moederland en ingrijpende beslissingen aan weerszijden van de grens bepaalden in belangrijke mate het kader waarbinnen deze ingrepen gebeurden¹.

Een eerste sleuteljaar is 1826: de aanleg van de Zuid-Willemsvaart, waarvan het huidige Oud kanaal in Bocholt en Beek deel van uitmaakte,

¹Deze analyse is gebaseerd op het onderzoekswerk van Paul Capals, vrijwilliger van Natuurpunt.

zorgde ervoor dat tussen Maastricht en Lozen geen enkele sluis meer nodig was. Een eeuw later, in 1923 zou de Zuid-Willemsvaart haar nieuwe, huidige loop krijgen tussen Bree en Bocholt. Een decennium later, in 1839, kreeg het Belgisch-Nederlandse grensgebied op een internationale conferentie in Londen een definitieve grenslijn. Voor België een aanleiding om vanuit de Zuid-Willemsvaart in Lozen een eigen Belgische verbinding te maken tussen Luik en Antwerpen via het kanaal Bocholt-Herentals. De nieuwe waterloop fungeerde meteen ook als strategische barrière tegen mogelijke buitenlandse bezoekers met snode plannen. Uit die periode dateert ook de beslissing van de Belgische regering om de moerasgebieden aan de grens met Nederland droog te leggen en in

cultuur te brengen. Maar Nederland weigerde iedere samenwerking, waardoor de afvoer van het water naar de Maas noodgedwongen over Belgisch grondgebied moest gebeuren. Het resultaat was een gegraven afvoerkanaal - de Lossing of Émissaire genaamd - die vanaf het gehucht "De Kempen" in Bocholt tot aan de Abeek op enkele meters afstand evenwijdig liep met de grens. Hier kreeg de Abeek een nieuwe hoger gelegen bedding door het Grootbroek, waarbij Lossing en Abeek mekaar drie keer kruisten. Maar noch financieel, nog waterbouwtechnisch bleek de ingreep de verhoopte resultaten waar te maken. De Lossing bleek onvoldoende berekend op de af te voeren debieten, zeker in periodes van hoge waterstanden.

Pas nadat ook de Nederlanders brood zagen in een drooglegging van het grensmoeras rond het Wijffelterbroek (NL) en het huidige Smeethof (B) kwam meer schot in de zaak. Vanaf 1930 kon de bovenloop van de Lossing het water uit Veldhoven en Kreyel kwijt in de Nederlandse Raam, een kunstmatige gracht dwars door het Wijffelterbroek. Deze kunstgreep zorgde, paradoxaal genoeg, voor een herstel van de natuurlijke verbinding met de Tungelroyse Beek, de waterloop waar in pre-Lossing-tijden het Bocholter water in belandde. De diep uitgegraven Lossing tussen de Raam en de Abeek verloor hierdoor haar waterafvoerende functie.

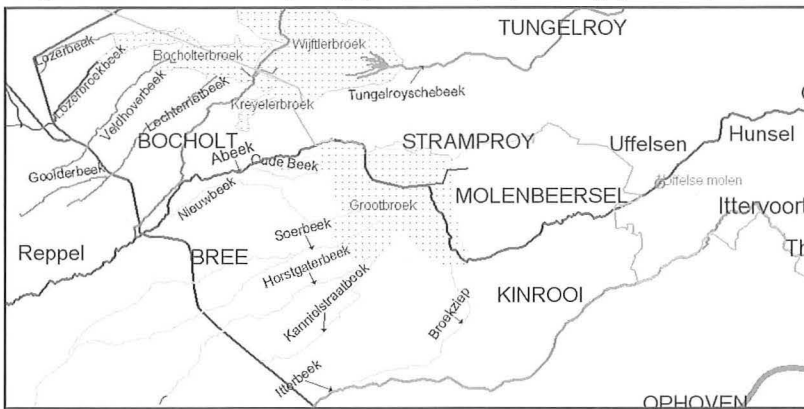
In de periode 1960-1970 zet Nederland dan een volgende stap door de watermolen net over de grens (Uffelse molen) op te heffen. Hierdoor zakte het peil van de Abeek/Uffelse beek, wat de Belgen dan weer op ideeën bracht: deze konden nu het water van de Lossing via de oude Abeekbedding naar de Maas in Nederland laten vloeien, in plaats van via de Belgische kunstgreep naar de Maas in Ophoven. Maar deze overbodig geworden Lossing kreeg een nieuwe bestemming: het water van de Abeek afvoeren naar Ophoven, waardoor de Abeek afgesneden raakte van haar natuurlijke loop.

Bijkomend vonden de Belgische waterbeheerders het nuttig om bij Kinrooi de niet-gelijkgrondse kruising (duiker) van de Abeek/Lossing met de IJterbeek op te heffen. Een nieuw kunstwerk (gelijkgrondse kruising) verdeelt het water sindsdien over de Abeek/Lossing en IJterbeek. Maar omdat het debiet van de Abeek (dus de oude Lossing) groter is dan dat van de IJterbeek, stroomt het water van de IJterbeek in de Abeek en vice versa. De Witbeek en Bosbeek, ten slotte, maken de mix compleet. De Witbeek stroomt in Ophoven onder de oude Lossing (huidige) richting IJterbeek in Thorn. De Bosbeek heeft ook een gelijkgrondse kruising met deze Witbeek, zodat Bosbeekwater via de Witbeek naar de met Abeek water gemengde IJterbeek stroomt.

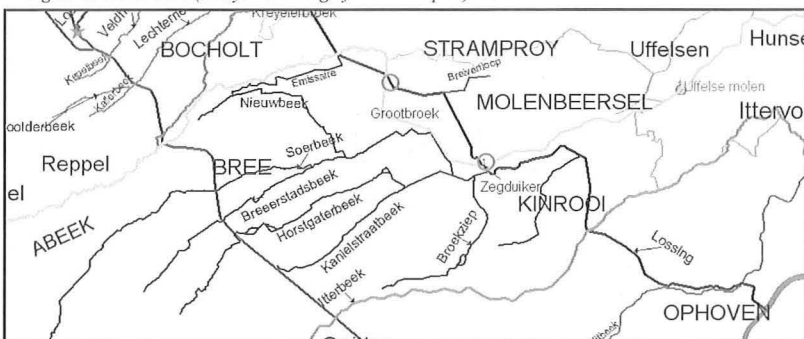
Globaal herstelplan Abeek

De centrale doelstelling van het globaal herstelplan Abeek is het herstel van de natuurlijke afwatering van de Abeek via de natuurlijke vallei. Hiertoe moeten de Abeek en de Lossing

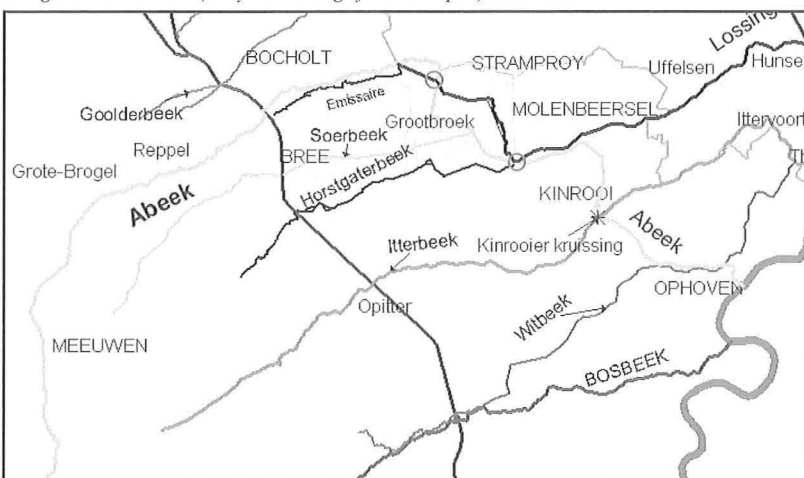
Figuur 6.1.a: toestand net voor de grote ingrepen van 1870 (analyse & cartografie: Paul Capals)



Figuur 6.1.b: na 1870 (analyse & cartografie: Paul Capals)



Figuur 6.1.c: na 1970: (analyse & cartografie: Paul Capals)



opnieuw op een of andere manier omgewisseld worden. Het gaat concreet om de Abeek en Lossing stroomafwaarts de 'Broekduiker', dit is net stroomafwaarts de Broekmolen.

Deze ingreep is noodzakelijk om beekherstel ten gronde, met ontwikkeling van natuurlijke stromingskarakteristieken en een grote structuurvariatie, mogelijk te maken. Ontwikkeling en verspreiding van beekgebonden flora en fauna krijgen dan veel meer mogelijkheden. De waardevolle bovenloop van de Abeek wordt opnieuw verbonden met de Uffelse beek - Haelense beek, hetgeen migratie van vissen en andere aquatische organismen langs de waterloop bevordert.

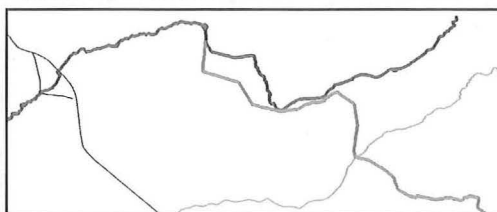
De omwisseling ongedaan maken is uiteraard een ingreep met een grote impact op zowel oppervlakte- als grondwater, en bijgevolg ook op natuur, bos en landbouw in de vallei. Voor de aquatische en terrestrische ecologie zijn deze veranderingen overwegend positief. Om de mogelijks negatieve effecten op de economische activiteiten (bvb. bijkomende overstromingen in landbouwzones) te beperken kan de loop van de huidige Abeek behouden blijven als extra afvoermogelijkheid richting Maas bij hoge debieten. Hierbij wordt de Uffelse beek minder belast, kunnen ongewenste overstromingen voorkomen worden en wordt nog extra voeding voorzien van de IJterbeek.

Scenario's tussen wenselijkheid en haalbaarheid

Voor het globale herstelplan zijn tal van varianten te bedenken. In principe kunnen tientallen verschillende scenario's worden uitgewerkt, waarin o.a. locatie van omwisseling, keuze van zijwaterlopen, toekomstige functie van de gegraven hoofdwaterloop (huidige Abeek) en de overstroombaarheid van de vallei variëren. Als vertrekpunt werden 2 sterk uiteenlopende scenario's opgesteld: een ecologisch-maximalistisch en een ecologisch-minimalistisch scenario.

In een ecologisch-maximalistisch scenario wordt de oorspronkelijke Abeek hersteld en verdwijnt de gegraven loop (huidige Abeek) volledig. Dit resulteert in een natuurlijke vrij meanderende waterloop in een overstroombaar valleigebied waar de natuurfunctie primeert. Vooral ter hoogte van het Stamprooierbroek biedt dit scenario kansen op het herstel van een natuurlijke waterhuishouding en het stopzetten van de verdrogingsproblemen. De Lossing en de Soerbeek zouden dan uitmonden

Figuur: Eindtoestand maximalistisch scenario: blauw: herstelde Abeek; rood: te dempen loop; geel: overstromingsgebied Stamprooierbroek-Grootbroek



in de herstelde Abeek. De kunstmatige elementen zoals duikers, sifons en dijken verdwijnen dan.

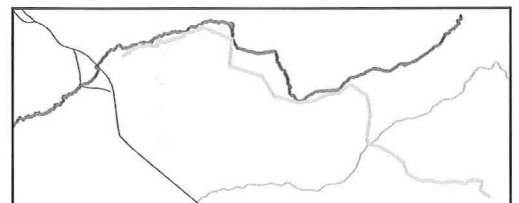
Dit scenario heeft verregaande gevolgen voor de huidige niet-natuurfuncties in de Abeekvallei ter hoogte van Stamprooierbroek-Grootbroek.

Het algemene waterpeil van de Lossing stijgt en er treden meer overstromingen op. In sommige zijlopen treden peilstijgingen op, in andere daalt het waterpeil. Een dergelijk scenario is pas mogelijk na de uitwerking van een aantal gerichte oplossingen via bijvoorbeeld grondruil of grondverwerving. Andere aandachtspunten zijn de toename van het debiet van de Uffelse beek, gewijzigd debiet van de IJterbeek, afvoer van het effluent van RWZI Kinrooi, bevoorrading van de vijvers van de Zig en afwatering van een aantal landbouwgronden tussen Molenbeersel en Ophoven.

Het maximalistisch scenario is niet realistisch op korte termijn. Het is echter wel interessant dit scenario te bekijken om de werking van het watersysteem beter te begrijpen. Verrassend is bovendien dat de impact van dit maximalistische scenario minder extreem is dan in eerste instantie verwacht.

Anderzijds werd een ecologisch-minimalistisch scenario onderzocht, waarbij de ingrepen ten opzichte van de huidige toestand minimaal worden gehouden. De Abeek en de Lossing worden omgewisseld ter hoogte van de Broekduiker. Op deze plaats stromen de 2 waterlopen niet langer over elkaar maar langs elkaar. De huidige Lossing (toekomstige herstelde Abeek) wordt dan afwaarts de Broekmolen heringericht. Voor het overige blijft alles ongewijzigd.

Figuur: Eindtoestand minimalistisch scenario: blauw: herstelde Abeek; groen: herstelde/nieuwe Lossing;



Uit de scenarioberekeningen met het oppervlaktewatermodel (ref. Soresma) blijkt dat de invloed van deze ingrepen op het afvoergedrag opwaarts de Broekduiker zeer beperkt zijn. Afwaarts de broekduiker stijgt het debiet van de huidige Lossing (=herstelde Abeek) en daalt het peil van de huidige Abeek (kunstmatige bedding). De zijwaterlopen en grachten van de huidige Lossing worden iets meer opgestuwd waardoor sommige gebieden iets frequenter gaan overstromen. Ook voor de Uffelse beek (Nederland) wordt een stijging van de (piek)debieten voorspeld, waardoor er een vernatting en verhoogde overstroombaarheid van de vallei kan optreden. De huidige Abeek zal in dat scenario minder water afvoeren en bijgevolg worden lagere waterstanden bekomen. Hierdoor zullen de zijwaterlopen en grachten gemakkelijker kunnen afwateren naar de huidige Abeek en zal

de grondwatertafel in het zuidelijk gedeelte van de vallei minder worden gevoed door de Abeek.

In dit minimalistisch scenario wordt de hoofd-doelstelling van het herstelplan gehaald en zijn de effecten voor landbouw, bosbouw, bebouwing en terrestrische ecologie beperkt of positief.

In een volgende stap wordt gezocht naar nuttige aanpassingen ten opzichte van het minimalistisch scenario, teneinde de negatieve effecten te minimaliseren en een groter ecologisch herstel te realiseren:

- ❖ Uit scenarioberekeningen met het oppervlakte-watermodel (ref. Soresma) blijkt dat de stijging van het peil van de huidige Lossing en de Uffelse beek (herstelde Abeek) in aanzienlijke mate kan beperkt worden door de Horstgaterbeek af te koppelen van deze waterloop en te laten afwateren richting Kinrooi-Ophoven. Dit zou ook resulteren in een betere waterkwaliteit voor de herstelde Abeek;
- ❖ De peilen van de herstelde Abeek afwaarts van Molenbeersel kunnen ook beperkt worden door de waterloop meer te laten overstromen in Stampprooierbroek-Grootbroek. Hierdoor zouden deze voormalige moerasgebieden opnieuw vernatten;
- ❖ Een andere mogelijkheid bestaat in het creëren van een (nood)overlaat van de herstelde Abeek naar de huidige Abeek aan de Broekduiker. Bij piekdebieten kan hierdoor een deel van het water via de gegraven bedding naar Ophoven worden afgevoerd;
- ❖ De Soerbeek kan aangesloten worden op de herstelde Abeek. De Soerbeek is de zijloop met de grootste ecologische potentie. Zo is bekend dat er vroeger Kwabaal in de Soerbeek voorkwam, een vissoort die uitgestorven was in Vlaanderen maar recent in een aantal waterlopen succesvol opnieuw geïntroduceerd werd.;
- ❖ Ook de Lossing zou een zijloop van de Abeek kunnen worden, zodat het hydrografisch netwerk sterker vertakt wordt en de ecologische potenties vergroten. De huidige loop van de Abeek zou dan lokaal tijdelijk droog kunnen komen te staan;
- ❖ Hermeandering van de huidige Lossing (herstelde Abeek) stroomafwaarts van Molenbeersel kan niet alleen leiden tot ecologisch herstel maar ook tot extra berging en aftopping van de piekdebieten, ook van de Uffelse beek;
- ❖ Ongewenste verdroging nabij de huidige Abeek (in natuurgebieden) kan voorkomen worden door de Abeek en/of de zijlopen (lokaal) te verondiepen;

Deze varianten bieden tal van mogelijkheden om het herstelplan bij te stellen tot een evenwichtig project, waarbij een gulden middenweg wordt gezocht tussen ecologisch herstel en de aanwezige economische activiteiten.

Toekomst

Om het globale herstelplan en de verschillende varianten nog beter te kunnen inschatten is de opmaak van een regionaal grondwatermodel en een doorrekening van de verschillende scenario's met dit grondwatermodel noodzakelijk. Het gewijzigde grondwaterpeil zal een belangrijke invloed hebben op natuur, bos en landbouw. Deze invloed zal wellicht groter zijn dan het gewijzigde overstromingsregime. Een ruwe schatting wijst wel op voornamelijk positieve effecten. Het is de intentie om via deze verdere onderbouwing te zoeken naar een ideaal scenario dat zoveel mogelijk voldoet aan de wensen van natuur, bos en landbouw.

Voordat gestart kan worden met de herinrichting van het Nederlandse deel van de Uffelse en Haelense beek, zal duidelijk moeten zijn welke gevolgen de verschillende scenario's hebben op de waterafvoer.

Momenteel wordt gezocht naar Europese subsidiemiddelen om het vervolg onderzoek en uitvoering te financieren. Hopelijk kan dit grensoverschrijdende project in de nabije toekomst uitgevoerd worden, zodat de Belgische bovenloop en de Nederlandse benedenloop weer met elkaar verbonden zijn. Beekgebonden soorten kunnen dan weer optimaal migreren zonder zich iets van landsgrenzen aan te trekken!

Referenties

Lambrechts J., Plessers I., Paul T. Hendig., Aubroeck B., Verheijen W., 2006. Ecologische inventarisatie en visievorming in het kader van het integraal waterbeheer - Stroomgebied van de Abeek. Studie door Aeolus bvba in opdracht van VMM, afdeling Water, Brussel en de Provincie Limburg, Dienst Waterlopen

Soresma, 2007. Oppervlaktewaterkwantiteitsmodellerings 2002 Perceel 3: STROOMGEBIED VAN DE ABEK - scenario's herstelplan Abeek.

Joachim Lambrechts
Arcadis-Aeolus (sinds april 2007 maakt Aeolus deel uit van Arcadis)
Vroentestraat 2, 3290 Diest
Tel.: 013/35.55.70 - Fax.: 013/55.69.48
jclambrechts@arcadisaeolus.be
www.aeolus-milieu.be

K. Martens
VMM, afdeling Water
Koning Albert II-laan 20, bus 16, 1000 BRUSSEL
Tel.: 02 / 553 21 12 - Fax: 02 / 553 21 05
koen.martens@lin.vlaanderen.be

A. de Glopper
Waterschap Peel en Maasvallei
Postbus 3390, 5902RJ VENLO
Tel.: 0031-773891197 - Fax: 0031-773873605
Anke.de.glopper@wpm.nl

Het belang van het Lippenbroek als habitat voor vissen in de Zeeschelde

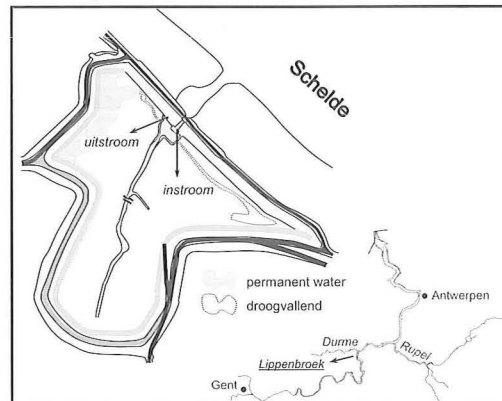
Bij hoge waterstanden in het voorjaar fungeren ondergelopen overstromingsvlaktes langs het estuarium als paaihabitat voor vissen (Maes *et al.*, 2005a). Door de aanleg en verhoging van dijken is de verbinding tussen de bedding en deze natuurlijke overstromingsgebieden echter verbroken. Gedurende de voorbije 100 jaar waren ook watervervuiling, inpolderingen en baggerwerken verantwoordelijk voor een verregaande verslechtering van de ecologische toestand van de Zeeschelde (Meire *et al.*, 1992). Deze ingrepen en in mindere mate ook overbevissing hebben gezorgd voor een sterke achteruitgang van het eens zo rijke visbestand in de Zeeschelde (Vrielynck *et al.*, 2003). Na een absoluut dieptepunt in de jaren '70, gaat het terug de goede kant op. Door een doorgedreven afvalwaterzuivering, is de waterkwaliteit van de Schelde merkbaar verbeterd (Soetaert *et al.*, 2006). Sinds begin maart 2007 is ook het waterzuiveringsstation van Brussel-Noord operationeel en wordt het afvalwater van de hoofdstad gezuiverd alvorens het in de Zenne en vervolgens in de Schelde belandt. De voorbije jaren zijn er ook grote inspanningen geleverd voor de verbetering van de morfologie van het estuarium (Van den Neucker *et al.*, in voorbereiding). Uit verschillende studies is gebleken dat ruimte voor water een belangrijke factor is voor zowel de veiligheid als voor de natuurlijkheid van het systeem (Van den Bergh *et al.*, 2005). In dit kader zijn verschillende ontpolderingen uitgevoerd die moeten leiden tot een gedeeltelijk herstel van het schor- en slikareaal.

De lage ligging van vele polders laat echter niet overal schorherstel door ontpolderingen toe. In een macrotidaal systeem als de Schelde is de grote getijamplitude essentieel voor de ontwikkeling van een rijk, functioneel slikken- en schorrensysteem. Om hieraan tegemoet te komen kan een overstromingsgebied ingericht worden met een Gecontroleerd Gereduceerd Getij (GGG). In een dergelijk overstromingsgebied stroomt het water bij elk getij via een sluis in en uit het gebied waardoor slikken en schorren zich op een semi-natuurlijke wijze kunnen ontwikkelen. In het kader van een pilootproject werd het Lippenbroek ingericht als een gecontroleerd overstromingsgebied met een gecontroleerd gereduceerde getijdenwerking (GOG-GGG). Dit poldergebied van 10 ha is gelegen in het zoetwater deel van de Zeeschelde te Hamme. Door de constructie van een vernieuwd sluizencomplex (maart 2006) staat het Lippenbroek in verbinding met de Schelde. Na het instromen kan het water bij laagtij via een uitwateringssluys terug naar buiten stromen. Het gebied heeft hierdoor potenties als paai- en opgroei gebied voor diverse vissoorten uit de

Schelde. Overstromingsgebieden zouden vooral voor eurytope en reofiele B soorten -soorten die in sommige levensstadia gebonden zijn aan zijwateren die permanent in verbinding staan met de rivier- een belangrijke meerwaarde kunnen betekenen (Maes *et al.*, 2005 b). Daar een vispopulatie zowel op wijzigingen in de habitatstructuur als op veranderingen van waterkwaliteit reageert (Karr, 1981, Maes *et al.*, 2005a), zijn vissen een interessante indicatorgroep om natuurherstelmaatregelen te evalueren.

Om de dynamiek van de visgemeenschap binnen het overstromingsgebied en de uitwisseling van vissen tussen de Schelde en het Lippenbroek na te gaan, werden in 2006 en 2007 verschillende meetcampagnes uitgevoerd in het kader van het Europees Interreg project HARBASINS (Harmonised River Basins Strategies North Sea). Hierin wordt onderzoek gedaan naar het beheer en herstel van estuaria.

Figuur 1. Het Lippenbroek - een gecontroleerd overstromingsgebied met een gecontroleerd gereduceerd getijde (GOG-GGG). Het gebied bevindt zich langs de Zeeschelde, stroomopwaarts van de monding van de Durme.



Studiegebied

Het Lippenbroek ligt in het zoetwatergetijdengebied van de Zeeschelde, enkele kilometers stroomopwaarts van de monding van de Durme (Fig. 1). Via een brede inwateringssluys stroomt het water bij vloed in het gebied. De verschillende hoogtes van de schotbalken in de sluiskokers zorgen ervoor dat bij springtij de hele polder onder water loopt, terwijl bij doodtij nauwelijks water binnen stroomt. Bij eb stroomt het water weer weg via een smallere uitwateringssluys. Door de morfologie van het gebied en de plaatsing van de inwateringssluys ontstaan er verschillende biotopen. Het water dat het broek via de inwateringssluys binnenstroomt, komt eerst in een reservoir terecht waarvan de wanden versterkt zijn

met steenbestorting. Vervolgens stroomt het water via een kreek tot achteraan in het broek en dan verder in enkele ondiepe plassen. Het reservoir, de kreek en de grote plas achteraan de polder staan permanent onder water. De andere delen van het overstromingsgebied zijn semi-permanent of vallen droog bij laagwater. Bij een gemiddeld getij worden vooral het reservoir en de kreek gevuld. De andere delen van het gebied staan in meer of mindere mate onder water bij elk hoogwater, alleen bij doodtij komt de vegetatie niet onder water te staan.

Samenstelling van de visgemeenschap

De visgemeenschap in het Lippenbroek werd in april, mei, augustus en september 2006 bemonsterd met hokfuiken. De fuiken werden geplaatst in het reservoir en de kreek van het Lippenbroek. Omdat de staalnames plaatsvonden bij een gemiddeld getij, liepen bij vloed enkel deze zones onder water. De permanente wateren werden bij laagwater aanvullend bemonsterd door middel van elektrovisserij (DEKA 7000 en DEKA 3000). Om een idee te krijgen van de soorten die in het

overstromingsgebied verwacht kunnen worden, werden gelijktijdig twee dubbele schietfuiken op een slik in de Schelde ter hoogte van het Lippenbroek geplaatst. De fuiken werden bij laagwater geplaatst en een etmaal later weer bij laagwater gelicht.

Vóór de omvorming van het Lippenbroek tot GOG-GGG werden zeven soorten in het gebied waargenomen. Vijf soorten kwamen voor in lage densiteiten: driedoornige stekelbaars, tiendoornige stekelbaars, bittervoorn, blauwbandgrondel en bot. Van blankvoorn en rietvoorn werd slechts één enkel exemplaar gevangen (visdatabank UA - onderzoeksgroep ecosysteembeheer). Momenteel is het soortenaantal sterk toegenomen. Tijdens de duur van het onderzoek werden 17 vissoorten gevangen, waarvan 15 in de Schelde en 14 in het Lippenbroek (Tabel 1). Behalve tiendoornige stekelbaars en zonnebaars werden alle soorten die in de polder gevangen werden ook aangetroffen in de fuiken in de Schelde. Met uitzondering van snoek en kolblei werden alle soorten uit de Schelde ook in het Lippenbroek aangetroffen. Blankvoorn werd relatief meer gevangen in de Schelde, terwijl bot, blauwbandgrondel en driedoornige stekelbaars abundanter waren in het overstromingsgebied (Figuur 2). In het Lippenbroek zijn duidelijke seizoensfluctuaties merkbaar. De totale abundantie van vissen in het Lippenbroek is het hoogst in de zomer, wat voornamelijk te wijten is aan grote aantallen juveniele vis.

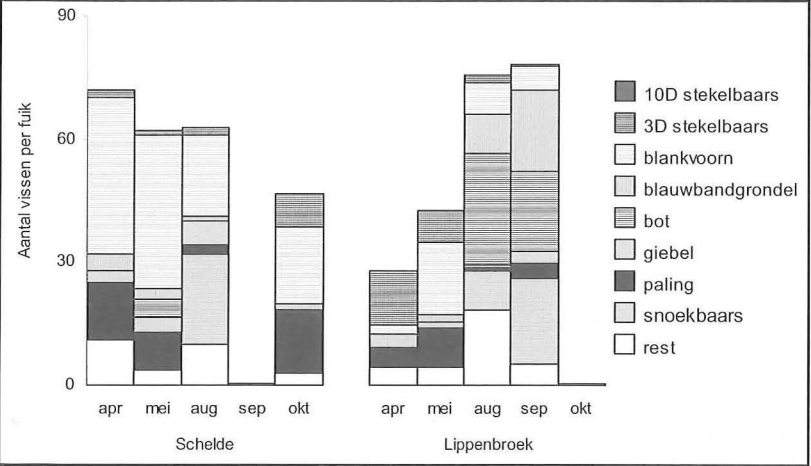
De diversiteit in de polder is het hoogst in de diepere permanente wateren (reservoir en kreek). De visgemeenschap in deze zones wordt gedomineerd door bot, blauwbandgrondel, driedoornige stekelbaars, giebel en blankvoorn. Snoekbaars wordt enkel in de zomer aangetroffen. Daarnaast wordt een sterk afwijkende visgemeenschap in de plas aangetroffen. Hier worden hoge densiteiten waargenomen van driedoornige stekelbaars, blauwbandgrondel en tiendoornige stekelbaars. In het ondiepe water van de polder worden typische pioniersoorten aangetroffen die weinig eisen stellen aan de habitat en zich vrij snel kunnen reproduceren. In april 2007 werden hier postlarvale stekelbaars en juveniele blauwbandgrondel aangetroffen, wat erop wijst dat deze soorten het ondiepe, snel opwarmende water als paaizone gebruiken. In de kreek werden tijdens deze afvisning grote aantallen postlarvale botjes gevangen. Bot plant zich voort voor de kust in de Noordzee, waarna de pas ontloken larven op zoek naar voedsel en hogere temperaturen de estuaria intrekken. Hun aanwezigheid in het overstromingsgebied toont aan dat het Lippenbroek fungeert als opgroei gebied voor deze soort.

Hoewel weinig karper werd aangetroffen bij de bemonsteringen in het Lippenbroek, wordt de soort toch frequent waargenomen in het gebied. Karpers werden al foeragerend waargenomen gedurende springtij, bij waterstanden van 50cm en meer (pers. mededeling S. Jacobs en O. Beauchard – UA, onderzoeksgroep ecosysteembeheer). Ook bij gemiddelde getijden wordt het ondergelopen deel door vissen gebruikt als

Tabel 1. Overzicht van de vissoorten die tijdens de staalnames in 2006 en 2007 werden aangetroffen in de Schelde en het Lippenbroek.

Nederlandse benaming	Wetenschappelijke benaming	Schelde	Lippenbroek
1. Baars	<i>Perca fluviatilis</i>	x	x
2. Bittervoorn	<i>Rhodeus sericeus</i>	x	x
3. Blankvoorn	<i>Rutilus rutilus</i>	x	x
4. Blauwbandgrondel	<i>Pseudorasbora parva</i>	x	x
5. Bot	<i>Platichthys flesus</i>	x	x
6. Brakwatergrondel	<i>Pomatoschistus microps</i>	x	x
7. Brasem	<i>Abramis brama</i>	x	x
8. Driedoornige stekelbaars	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	x	x
9. Giebel	<i>Carassius gibelio</i>	x	x
10. Karper	<i>Cyprinus carpio</i>	x	x
11. Kolblei	<i>Blicca bjoerkna</i>	x	
12. Paling	<i>Anguilla anguilla</i>	x	x
13. Rietvoorn	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	x	x
14. Snoek	<i>Esox lucius</i>	x	
15. Snoekbaars	<i>Sander lucioperca</i>	x	x
16. Tiendoornige stekelbaars	<i>Pungitius pungitius</i>		x
17. Zonnebaars	<i>Lepomis gibbosus</i>		x

Figuur 2. Aantal vissen per fuik in het Lippenbroek en in de Schelde voor de belangrijkste soorten in 2006. Er werden geen fuikstalen genomen in september in de Schelde en in oktober in het Lippenbroek.



foerageergebied. Uit de dieetanalyse van paling (niet gepubliceerde data onderzoeksgroep ecosysteembeheer, pers. mededeling C. Van Liefveringhe) blijkt dat deze soort foerageert in de ondergelopen polder, maar toch zelden of nooit wordt waargenomen in de plas. Deze waarnemingen duiden er op dat vele vissen zich bij opkomend water over de polder verspreiden, maar zich bij ontwatering concentreren in de dieper gelegen trajecten (centrale kreek en het reservoir).

Vismigratie van en naar het overstromingsgebied

Vorige resultaten hebben reeds aangetoond dat alle soorten die in de Schelde voorkomen ook in het broek aanwezig zijn, waaruit afgeleid kan worden dat inwaartse migratie mogelijk is. Om na te gaan hoe de vissen van en naar het gebied migreren werd de migratie van vissen door de in- en uitwateringssluizen met hokfinken onderzocht. De resultaten tonen aan dat de samenstelling van de migrerende soorten grotendeels overeen komt met de soortensamenstelling in dezelfde periode in het overstromingsgebied. Dit resulteerde bv. in grotere aantallen emigrerende baarzen en blankvoorns in de zomer in de finken aan de uitwatering.

Via de inwateringssluizen werd weinig vis gevangen en het betrof steeds kleine soorten (driedoornige stekelbaars) of juvenielen (brasem). Deze migratie kan geïnterpreteerd worden als een passieve migratie, waarbij de vissen waarschijnlijk door het hoge debiet met de stroom meegevoerd worden. Deze migratieroute is voor vissen niet ideaal omdat ze van grote hoogte op een betonnen plaat met een dunne waterfilm terecht komen en vervolgens met een hoge snelheid in het reservoir belanden.

Het aantal immigrerende soorten die aan de uitwateringssluizen gevangen werd was duidelijk groter dan aan de inwateringssluizen. Aan de uitwateringssluizen werd voornamelijk immigrerende bittervoorn, blankvoorn, paling en blauwbandgrondel gevangen. Uit de resultaten blijkt dat ook vóór de aanvang van het leeglopen van het broek reeds vissen via de uitwateringssluizen vanuit de Schelde naar het Lippenbroek migreren. Dit wijst erop dat de vissen ook zonder lokstroom vanuit de polder de weg naar het overstromingsgebied vinden.

In februari 2007 werden enkel driedoornige stekelbaarzen in de finken aangetroffen, wat hoogstwaarschijnlijk de jaarlijkse paaimigratie van deze soort weerspiegelt. Door de geringe afmeting van stekelbaarzen en postlarvale bot is het waarschijnlijk dat deze soorten minder weerhouden worden in de finken, waardoor hun migratie werd onderschat.

Besluit

De resultaten van ons onderzoek suggereren dat het GOG-GGG Lippenbroek fungeert als paaigebied voor gibel, blauwbandgrondel en

driedoornige stekelbaars. Het gebied is bovendien ook een interessant opgroei gebied voor andere soorten zoals bot, vermoedelijk door de hogere watertemperaturen en de hoge voedselbeschikbaarheid. Uit veldwaarnemingen blijkt ook dat het gebied dienst doet als foerageergebied voor een aantal soorten en dat diepere locaties in het gebied zoals de kreek en het reservoir belangrijke refugia zijn bij laag water, waar tevens een hogere visdiversiteit wordt aangetroffen.

De studie naar de migratie van vissen van en naar het overstromingsgebied toont aan dat de meeste soorten voornamelijk via de uitwateringssluizen naar het Lippenbroek migreren. Via de inwateringssluizen is er eerder sprake van passieve migratie waarbij de vissen eerder accidenteel via deze weg in het overstromingsgebied spoelen.

In het kader van het bijgewerkte sigmaplan zullen in de toekomst meerdere overstromingsgebieden gerealiseerd worden. De hier bekomen resultaten kunnen in de uitwerking van deze overstromingsgebieden gebruikt worden. Bijzondere aandacht moet hierbij geschonken worden aan de constructie van de uitwateringssluizen waarbij de duur en de mogelijkheden voor vismigratie geoptimaliseerd dienen te worden en de aanwezigheid van diepere delen in het gebied waar vissen zich bij laagwater kunnen terugtrekken.

Referenties

- Karr, J. R., 1981. Assessment of biotic Integrity using fish communities. *Fisheries* 6, 21-27.
- Maes, J., Belpaire, C., Breine, J. en Goemans, G., 2005a. Vissen als gezondheidsindicatoren voor de toestand van het Zeeschelde-ecosysteem. *Water Nieuwsbrief* 17, 1-7.
- Maes, J., Breine, J., Stevens, M. and Ollevier, F., 2005b. New perspectives for fish in the Scheldt Estuary. In: Herrier, J.-L. et al. (Ed.), 2005. Proceedings 'Dunes and Estuaries 2005': International Conference on nature restoration practices in European coastal habitats, Koksijde, Belgium 19-23 September 2005. VLIZ Special Publication, 19. pp. 637-639.
- Meire, P., Desmet, K., De Regge N., Ysebaert T. en Kuijken E., 1992. Het Schelde-estuarium: ecologische beschrijving en een visie op de toekomst. *RUG rapport*, Gent. pp.62.
- Soetaert, K., Middelburg, J.J., Heip, C., Meire, P., Van Damme, S. and Maris, T., 2006. Long-term change in dissolved inorganic nutrients in the heterotrophic Scheldt estuary (Belgium, The Netherlands). *Limnology and Oceanography* 51(1), 409-423.
- Van den Bergh, E., Van Damme, S., Graveland, J., de Jong, D., Baten, I. and Meire, P., 2005. Ecological rehabilitation of the Schelde estuary (the Netherlands-Belgium; Northwest Europe): linking ecology, safety against floods, and acces-

sibility for port development. *Restoration Ecology* 13(1), 204-214.

Van den Neucker, T., De Belder, W., De Regge, N., Gyselings, R., Spanoghe, G., Van den Berg, E., Vandevoorde, B. en Verbessem, I. (in voorbereiding). Analyse van de monitoringsresultaten van natuurontwikkelingsprojecten in het Schelde-estuarium. Rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Vrielynck, S., Belpaire, C., Stabel, A., Breine, J. en Quataert, P., 2003. De visbestanden in Vlaanderen anno 1840-1950. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, IBW.Wb.V.R.2001.89, pp. 271.

*I. Simoens, wetenschappelijk attaché,
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek,
Duboislaan 14, 1560 Groenendaal,
tel. 02/658.04.16, fax. 02/657 96 82*

*J. Breine, wetenschappelijk attaché,
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek,
Duboislaan 14, 1560 Groenendaal,
tel. 02/658.04.17, fax. 02/657 96 82*

*C. Van Liefveringhe, wetenschappelijk assistent,
Universiteit Antwerpen,
Universiteitsplein 1c, 2610 Wilrijk,
tel 03/820 22 75*

*M. Stevens, wetenschappelijk attaché,
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek,
Kliniekstraat 25, 1070 Brussel,
tel. 02/528.89.18*

*C. Belpaire,
Diensthoofd Vestiging Groenendaal, Instituut voor
Natuur- en Bosonderzoek,
Duboislaan 14, 1560 Groenendaal,
tel. 02/658.04.11, fax. 02/657 96 82*

Ecologische meerwaarde van een kleinschalig hermeanderingsproject, case study van de Kleine Aa-Weerijsbeek (Groot Schietveld)

¹ Vlaamse milieumaatschappij, afdeling water, Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer 2005-2006

² Agentschap voor Natuur en Bos, Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer (tot juli 2007)

³ Agentschap voor Natuur en Bos

⁴ Universiteit Antwerpen, Departement Biologie, Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer

Vier jaar na de uitvoering van een kleinschalig proefproject rond vernatting en hermeandering op het Groot Schietveld te Wuustwezel, werd een ecologische evaluatie uitgevoerd door de opnieuw ingeschakelde meander te vergelijken met de rechtgetrokken waterloop. Het herinschakelen van de meander zorgde naast een uitbreiding van het beschikbare habitat voor de ontwikkeling van een meer gevarieerd habitat (de dieptevariatie is 2x en de variatie in stroomsnelheid is 1.5 tot 4x groter in de meander). Uit het onderzoek bleek dat zelfs in een licht vervuilde waterloop een relatief kleine ingreep op structureel vlak een belangrijke meerwaarde kan bieden voor de lokale levensgemeenschappen. De herinschakeling van de oude meanders had een belangrijke positieve invloed, zowel op de macroinvertebraten gemeenschap (voorkomen van gevoelige taxa: kokerjuffers, fam. Phryganeidae, en een trend naar een hogere biodiversiteit) als op het visbestand (hogere visdensiteiten en meer juvenielen). Momenteel wordt een verdere hermeandering van de Kleine Aa-Weerijsbeek in het militaire domein voorbereid.

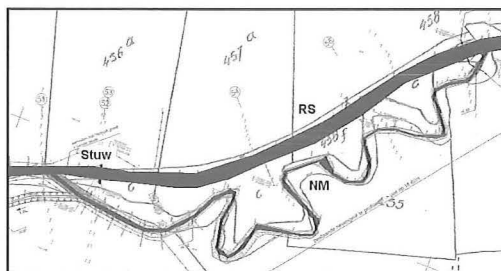
Het militair domein Groot Schietveld (1200 ha) strekt zich uit over het grondgebied van de gemeenten Wuustwezel, Brecht en Brasschaat. Het gebied is dankzij de afbakening als militair oefenterrein één van de laatste restanten van het

historische landschap dat ooit het grootste deel van de Kempen bedekte (Leenders, 2002; Walley et al., 2001). Het Groot Schietveld is beschermd als habitat- en vogelrichtlijngebied en wordt gekenmerkt door een mozaïek van vennen, natte en droge heide met aan de randen nog vegetaties met hoogveenkenmerken. In het noordoostelijke deel van het gebied ligt de vallei van de Kleine Aa of Weerijsbeek. Hoewel in het Groot Schietveld nog grote natuurwaarden aanwezig zijn, vertonen alle ecotopen ten gevolge van een verstoord watersysteem sporen van verdroging (Envico, 2001). Kort na de tweede wereldoorlog werd de Kleine Aa-Weerijsbeek immers rechtgetrokken en uitgediept. De meanders werden afgesneden (maar zijn nog steeds goed herkenbaar in het landschap aanwezig) en het drainagepeil van de beek daalde. Ook werd het lokale drainagestelsel uitgebreid met het doel 'waterzieke' gronden te verbeteren voor de landbouw (Heutz et al., 2003).

Door het herstellen van de oorspronkelijke waterloop van de Kleine Aa-Weerijsbeek wordt getracht deze verdroging tegen te gaan. Twee restanten van de historische loop werden in 2002 bij wijze van proefproject uitgebaggerd tot op het niveau van de oorspronkelijke bedding, met elkaar verbonden tot één meander (lengte van circa 350 meter) en terug aangetakt, waardoor reeds van bij de start van het project een initiële habitatvariatie aanwezig was. Om deze meander watervoerend te maken, diende het waterpeil van de beek met ca. 1 meter opgestuwd te worden. Net stroomopwaarts van de monding van de meander werd daarvoor in de rechtgetrokken loop een stuw geplaatst (Figuur 1).

In de loop van 2005-2006 werd een vergelijkende ecologische studie (Van Aert et al.,

Figuur 1: Hermeanderingsproject van de Weerijs te Wuustwezel (cirkel op de figuur onder) met detailsituering (boven) van de nieuwe meander (NM) en het recht stuk (RS). Net stroomopwaarts de monding van de nieuwe meander werd een stuw geplaatst.



2007) uitgevoerd om na te gaan of het opnieuw inschakelen van de meander daadwerkelijk een ecologische meerwaarde biedt. In dit artikel wordt enkel ingegaan op het effect van de hermeandering op de macro-invertebraten en vispopulatie, waarbij de meander vergeleken wordt met het parallel lopende rechtgetrokken traject van de Kleine Aa-Weerijbeek.

Monitoring

Habitatvariabelen

Zowel in de nieuwe meander (NM) als in het recht stuk (RS) werden diepte, breedte, stroomsnelheid (met een electromagnetic flow meter Valeport 801 EMF) en de aard (korrelgrootte analyse) van het bodemsubstraat bepaald. Het meten van de habitatvariabelen gebeurde door elke 5 meter een transect uit te zetten loodrecht op de stroomrichting van het water. In de nieuwe meander en het recht stuk werden respectievelijk 68 en 39 transecten bemonsterd. Per transect werd op drie plaatsen gemeten: het midden en op 1/5 van iedere oever. Voor de bepaling van de diepte- en breedtevariatie werden de gegevens gestandaardiseerd door ze te delen door respectievelijk de gemiddelde diepte en gemiddelde breedte per traject. De vergelijking in diepte- en breedtevariatie tussen de meander en het recht stuk is mogelijk door vergelijking van de standaarddeviaties van deze gestandaardiseerde gegevens (de relatieve standaarddeviaties). Verschillen in variatie in stroomsnelheid, diepte en breedte werden getest met een F-test voor gelijkheid in variantie m.b.v. SAS (Release 8.02 TS02M0).

Gedurende zeven opeenvolgende maanden werden maandelijks waterstalen genomen en zuurstofmetingen uitgevoerd. De waterstalen werden in het erkend laboratorium van de onderzoeksgroep ecosysteembeheer geanalyseerd op zuurtegraad, conductiviteit, biochemisch zuurstofverbruik (BZV) en de gehalten aan orthofosfaat, nitraat, nitriet en ammonium. Op basis van het biochemisch zuurstofverbruik, het gehalte aan ammonium en de zuurstofverzadiging werd de Chemische Index (CI) berekend. Deze geeft een algemeen beeld van de organische vervuiling.

Macro-invertebraten

Om een beeld te vormen over de macro-invertebraten gemeenschap in beide trajecten werd gebruik gemaakt van substraatzakken. Dit zijn geweven plastic zakken, gevuld met ca. 10 liter fragmenten van snelbouwstenen. Na een kolonisatietijd van 4 weken werden de zakken terug opgehaald. In het labo werden de macro-invertebraten gedetermineerd en werd de levensgemeenschap in zijn totaliteit geëvalueerd door bepaling van de BBI (De Pauw & Vannevel 1991), echter gebaseerd op 1 substraatzak ipv 3 (BBI_{mod}).

Vissen

Met behulp van elektrische visapparatuur werd de vispopulatie in de Kleine Aa-Weerijbeek geïnventariseerd (in september 2005 en februari 2006). Er werden drie trajecten bemonsterd: 200 meter in de nieuwe meander, 200 m van de rechtgetrokken waterloop en een zone van 60 meter stroomafwaarts de stuw. Door twee opeenvolgende afvissingen kan een schatting van de populatiegrootte gemaakt worden. Nadat alle vissen waren gewogen en gemeten, werden ze teruggezet in het traject waar ze gevangen werden.

Resultaten

Habitatvariatie

Kort na de inschakeling van de meander veranderde de morfologische structuur sterk door aanslibbing en erosie, waardoor de meander nu een natuurlijk patroon van dieptes en ondieptes, holle en bolle oevers vertoont. In de meander is de gemiddelde diepte van ca. 15 cm en de gemiddelde breedte van anderhalve meter veel kleiner dan in het rechtgetrokken stuk (gemiddeld 70 cm diep en meer dan 5 meter breed) (Tabel 1). Door het typische stroomkuilenpatroon met de afwisseling van diepe zones in de buitenbochten (pools) en ondiepe zones in de buigpunten tussen twee meanders (riffles), is de dieptevariatie in de meander echter bijna dubbel zo groot (Tabel 2).

Tabel 1: Vergelijking van de gemiddelde dieptes (linksboven), breedtes (rechtsboven), stroomsnelheden aan oppervlakte (linksonder) en tegen het substraat (rechtsonder) van de nieuwe meander (NM) en het recht stuk (RS) in september en april, met weergave van de standaarddeviatie (Stdev) en relatieve standaarddeviatie.

Traject	maand	diepte (cm)			SD	rel.SD	Traject	maand	breedte			SD	rel.SD
		max	gem	min					max	gem	min		
NM (N=204)	sept	36	13.0	1	7.3	0.57	NM (N=68)	sept	264	151	64	56	0.37
	april	45	16.1	3	8.0	0.50		april	251	137	58	42	0.31
RS (N=117)	sept	125	69.9	23	22.1	0.36	RS (N=39)	sept	690	520	370	66	0.13
	april	133	70.5	25	22.2	0.31		april	690	546	400	53	0.1
Traject	maand	v opp (m/s)			SD		Traject	maand	v substraat (m/s)			SD	
		max	gem	min					max	gem	min		
NM (N=204)	sept	0.186	0.028	-0.045	0.04		NM (N=204)	sept	0.186	0.019	-0.036	0.04	
	april	0.623	0.106	-0.035	0.09			april	0.630	0.067	-0.035	0.09	
RS (N=117)	sept	0.090	0.041	-0.018	0.024		RS (N=117)	sept	0.131	0.026	-0.004	0.021	
	april	0.145	0.046	-0.027	0.023			april	0.085	0.006	-0.083	0.021	

In september lag de gemiddelde stroomsnelheid in de meander anderhalve keer lager dan in het recht stuk (Tabel 1). Plaatselijk stroomde het water er wel sneller, zodat de variatie in stroomsnelheden er 1.7 keer groter was. In april stroomde er meer water door de meander, en was de gemiddelde stroomsnelheid er 2.5 maal hoger t.o.v. het recht stuk. De bochten, versmallingen en opgehoopt organisch materiaal zorgden er voor dat de stroomsnelheden 4 keer meer varieerden dan in het recht stuk, waar het water nagenoeg overal even snel stroomt (Tabel 2). De gemiddelde korrelgrootte van het substraat in de meander was groter dan in het recht stuk, maar een verschil in variatie tussen de twee trajecten was er niet.

Waterkwaliteit

De Chemische Index, berekend over de gehele staalnameperiode duidt op een licht vervuilde toestand voor de nieuwe meander en een aanvaardbare waterkwaliteit voor het rechtgetrokken traject. Uit de genomen waterstalen (Tabel 3) en debietanalyse blijkt een grote invloed van grondwaterkwel op de meander. In droge periodes bedraagt het debiet van het rechtgetrokken stuk ca. 50 l/s, terwijl er amper 2.5 l/s de meander instroomt. Het water in de meander bestaat dan voor ca. 50% uit grondwater en is hierdoor zuurder en zuurstofarmer.

Macro-invertebraten

De macroinvertebraten gemeenschap was weinig divers en bestond vooral uit vertegenwoordigers van lagere tolerantieklassen (≥ 4). De Belgische

Biotische Index (BBI_{mod}) per monsterpunt varieert van minimaal 4 tot maximaal 6. Vermoedelijk onderdrukt een periodiek slechte waterkwaliteit, door het bij zware regenval in werking treden van een overstort stroomopwaarts het studiegebied, een verdere ontwikkeling van de macro-invertebraten gemeenschap. Toch werden enkel in de meander 3 koker-juffers aangetroffen (familie *Phryganeidae*), vertegenwoordigers van tolerantieklasse 2 (Figuur 2), en is er een trend naar een hogere biodiversiteit. Daarnaast werd een groter aantal stroomminnende soorten aangetroffen in de meander.

Vissen

Het visbestand in de Kleine Aa-Weerijsbeek ter hoogte van het Groot Schietveld is eerder marginaal. Tijdens de afvissingen in september 2005 en februari 2006 werden slechts twee soorten aangetroffen: de tiendoornige stekelbaars (*Pungitius pungitius*) en het biermpje (*Barbatula barbatula*). De meeste biermpjes kwamen voor net stroomafwaarts de stuw, waar de stroomsnelheid van het water hoog is en stortstenen op de bedding zijn aangebracht om uitschuring te voorkomen. Deze soort kwam slechts sporadisch in de nieuwe meander voor, en werd niet in het recht stuk aangetroffen. Vast staat wel dat het biermpje de meander kan gebruiken om stroomopwaarts te migreren.

Wat de tiendoornige stekelbaars betreft, is er een groot verschil in densiteiten tussen de nieuwe meander en het recht stuk. Gecorrigeerd voor het verschil in wateroppervlakte, ligt de densiteit

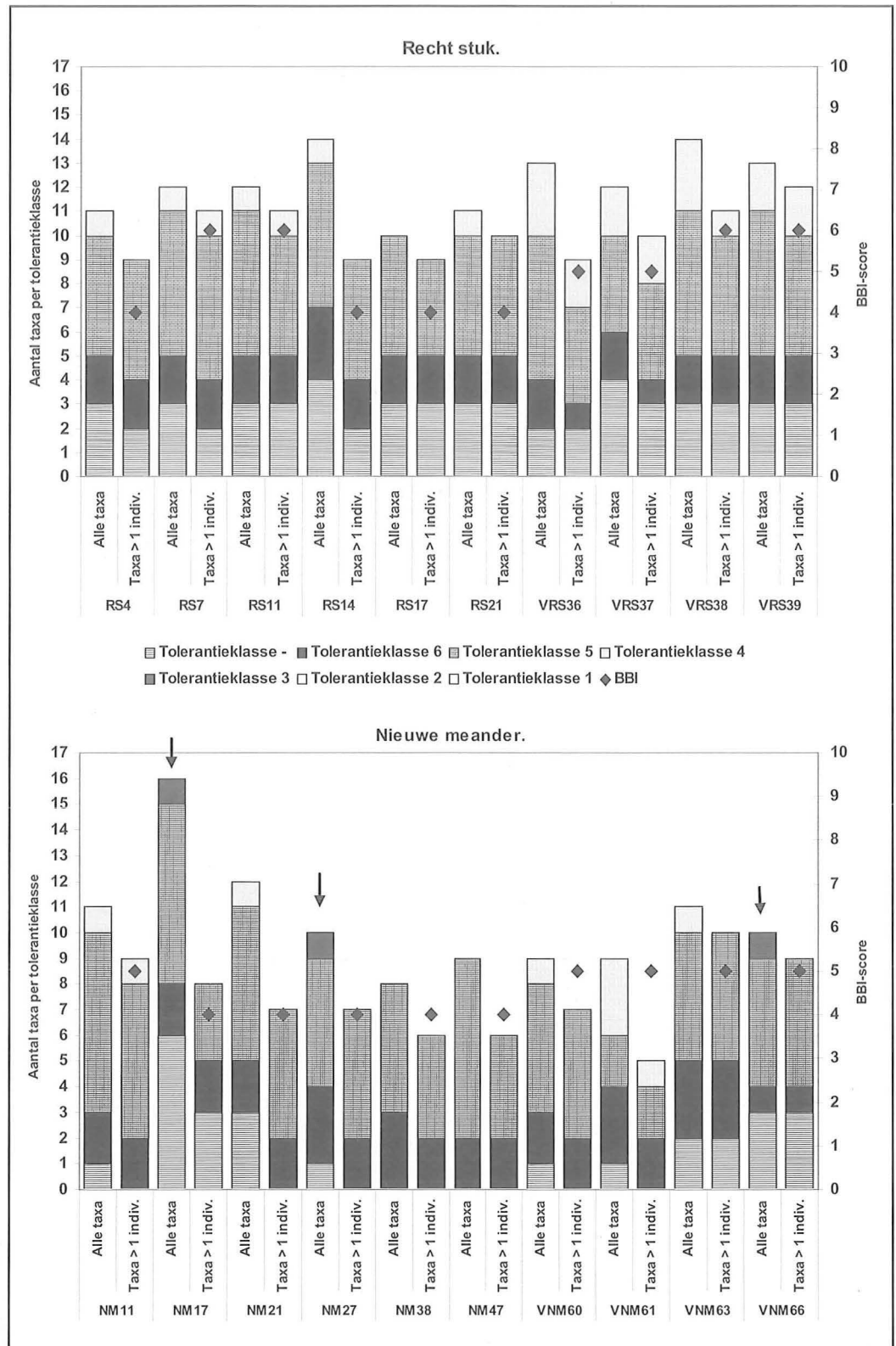
Tabel 2: Vergelijking van de variaties in diepte (linksboven), breedte (rechtsboven) tussen de verschillende trajecten en tussen de twee maanden met behulp van een F-test voor gelijkheid in variantie, met weergave van de factor verschil tussen de relatieve standaarddeviaties van de twee trajecten.

Interactie diepte		Factor \neq	F _(116,203)	p	Interactie breedte		Factor \neq	F _(116,203)	p
NM _{sept}	RS _{sept}	1.8	3.20	<0.0001	NM _{sept}	RS _{sept}	2.9	8.41	<0.0001
NM _{april}	RS _{april}	1.6	2.52	<0.0001	NM _{april}	RS _{april}	3.1	10.05	<0.0001
NM _{sept}	NM _{april}	1.1	1.28	0.08	NM _{sept}	NM _{april}	1.2	1.44	0.14
RS _{sept}	RS _{april}	1.0	1.01	0.97	RS _{sept}	RS _{april}	1.3	1.68	0.12
Interactie v opp		Factor \neq	F _(116,203)	p	Interactie v subst		Factor \neq	F _(116,203)	p
NM _{sept}	RS _{sept}	1.7	2.94	<0.0001	NM _{sept}	RS _{sept}	1.7	2.66	<0.0001
NM _{april}	RS _{april}	4.0	16.36	<0.0001	NM _{april}	RS _{april}	4.1	16.55	<0.0001
NM _{sept}	NM _{april}	0.4	5.25	<0.0001	NM _{sept}	NM _{april}	0.4	6.13	<0.0001
RS _{sept}	RS _{april}	1.0	1.06	0.75	RS _{sept}	RS _{april}	1.0	1.02	0.94

Tabel3: Vergelijkende analyse van de waterkwaliteit tussen het recht stuk en de nieuwe meander m.b.v. een niet-parametrische Mann-Whitney test.

Parameter	Meeteenheid	Norm basiskwaliteit	Gemiddelde NM	Gemiddelde RS	p
O ₂	%		49.5	59.5	0.009
O ₂	mg/L	>5	5.98	7.24	0.009
Temperatuur	°C		8.1	7.8	0.97
pH	-	6.5<pH<8.5	6.58	6.89	0.024
Conductiviteit	µS/cm	<1000	363	445	0.09
Nitriet	mg/L		0.10	0.12	0.19
Nitraat	mg/L		2.36	3.91	0.18
Nitriet + Nitraat	mg/L	<10	2.46	4.03	0.18
Ammonium	mg/L	<5	1.47	1.64	0.67
Orthofosfaat	mg/L	<0.3	0.22	0.16	0.16
BOD	(mgO ₂ /L)	<6	8.66	5.42	0.15
Chemische index	waardepunten		9.8	7.4	0.24

Figuur 2: Opbouw van de macro-invertebraten levensgemeenschap op basis van het aantal taxa per tolerantieklasse, met weergave van de gemiddelde BBI-score per substraatzak (BBI_{sub}). Hoewel er gemiddeld meer taxa per tolerantieklasse werden teruggevonden in het RS, komen in de NM plaatselijk meer en gevoeligere soorten voor, zoals kokerjufferlarven (pijljes).



Figuur 3: Gemiddelde lengte van de tiendoornige stekelbaars in de NM, het RS en stroomafwaarts de stuw (SAST). In de nazomer werden beduidend kleinere individuen in de NM gevangen (juvenielen), wat aantoont dat de meander dienst doet als paai- en opgroeigebied voor deze vissoort.

aan tiendoornige stekelbaars in de meander zestig keer hoger. In september kwamen in de meander beduidend kleinere exemplaren voor ten opzichte van het recht stuk en stroomafwaarts de stuw (Figuur 3). Dit doet vermoeden dat deze soort de meander als paai- en opgroeigebied gebruikt. Bij de afwissing in februari, was er geen verschil in lengte en gewicht tussen de drie trajecten waarneembaar.

Conclusies

Er werd vastgesteld dat zelfs in een licht vervuilde waterloop een relatief eenvoudige ingreep op structureel vlak een belangrijke meerwaarde kan bieden voor de aanwezige levensgemeenschappen. Zowel de macro-invertebratengemeenschap als de vispopulatie ondervonden een positieve invloed van de herinschakeling van de oude meander, ondanks de relatief grote invloed van zuurstofarm grondwater in de meander. De huidige debietverdeling tussen de rechtgetrokken loop en de meander is niet optimaal. Een betere verdeling zal vermoedelijk het positieve ecologische effect van de herinschakeling van de oude meanders nog versterken, waarbij verwacht kan worden dat de populatie stroomminnende soorten (zowel vissen als macro-invertebraten) zal uitbreiden. De periodiek slechte waterkwaliteit is echter een belangrijk knelpunt voor de verdere ontwikkeling van de ecologische kwaliteit, waardoor het voorkomen van gevoelige soorten wordt gehypotheceerd.

Doordat het proefproject positief geëvalueerd werd, wordt momenteel een verdere hermeandering van de Kleine Aa-Weerijbeek (> 1 km) in het militaire domein voorbereid door de Provincie Antwerpen - Dienst Waterbeleid en het Agentschap voor Natuur en Bos. Daarbij zal ook de debietverdeling van het proefproject herbekeken worden. De werkzaamheden zullen starten in september 2007.

Dankwoord

Met dank aan Defensie - Artillerieschool Kwartier Brasschaat West en in het bijzonder Kapitein-Commandant Roland Verbruggen voor het verlenen van de toegang tot het domein ter uitvoering van de studie. Daarnaast gaat onze bijzondere dank uit naar Lieve Clement en Eva De Bruyn voor het uitvoeren van de waterkwaliteitsanalyses.

Referenties

De Pauw, N. & Vannevel, R. (1991). Macro-invertebraten en waterkwaliteit. Stichting Leefmilieu, Antwerpen

Envico (2001). Milieueffectrapport voor de hermeandering van de Kleine Aa of Werijbeek t.h.v. het

Groot Schietveld, Kamp van Brasschaat. Rapport i.o.v. Aminal afdeling Water.

Heutz, G., Schuermans, M. & Thys, H. (2003). Over stromen en overstromen: Proefproject rond vernatting en hermeandering op het Groot Schietveld van Brasschaat. *Natuur.focus* 2 (3), 102-108.

Leenders, K. (2002) Cultuurhistorische en historisch-landschappelijke waarden op het Groot en Klein Schietveld. Rapport opgemaakt in opdracht van de afdeling Bos en Groen, houtvesterij Antwerpen, van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap.

Osborne, L.L., Bayley, P.B., Higler, L.W.G., Statzner, B., Triska, F. & Iversen, T.M. (1993). Restoration of lowland streams: an introduction. *Freshwater Biology* 29, 187-194.

Van Aert, M., Van Liefferinge, C. & Meire, P. (2007). Evaluatie van een kleinschalig hermeanderingsproject in de Kleine Aa-Weerijbeek. Rapport Universiteit Antwerpen, onderzoeksgroep Ecosysteembeheer (ECOB). Rapportnr. ECOBE 07-R98.

Walley, R., Vandekerckhove, K. & Sterckx, G. (2001) Gebiedsvisie voor het habitatrichtlijngebied BE210016 "Klein- en Groot Schietveld" in het kader van het protocol tussen het Ministerie van Landsverdediging en het Ministerie v.d. Vlaamse Gemeenschap

M. Van Aert
Thesisstudent Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer 2005-2006
Vlaamse milieumaatschappij, afdeling water
Anna Bijns gebouw, Lange Kievitstraat 111-113,
bus 64, 2018 Antwerpen
03/224 62 88
maarten.vanaert@lin.vlaanderen.be

C. Van Liefferinge
Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer
(tot juli 2007)
Agentschap voor Natuur en Bos
Waaistraat 1, 3000 Leuven
chris.vanliefferinge@lne.vlaanderen.be

G. Heutz
Agentschap voor Natuur en Bos
Anna Bijns gebouw, Lange Kievitstraat 111-113,
bus 63, 2018 Antwerpen
guy.heutz@lne.vlaanderen.be

P. Meire
Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer
Departement Biologie, Universiteit Antwerpen
Campus Drie Eiken
Universiteitsplein 1, 2020 Antwerpen
03/820 22 64
patrick.meire@ua.ac.be

Evaluatie van de effectiviteit van NTMB-maatregelen in de provincie Antwerpen

In het kader van het integraal waterbeheer worden veel herstelprojecten uitgevoerd in de rivierbekkens, zonder een grondige wetenschappelijke evaluatie van de uitgevoerde maatregelen. Binnen dit project werden een 20-tal door de provincie Antwerpen uitgevoerde herstelprojecten geëvalueerd zowel op hun ecologische meerwaarde, als het technische succes van de NTMB-ingrepen. Gedurende twee jaar werd in functie van de ingreep gekeken naar het grond- en oppervlaktewater, de vegetatie en de macro-invertebraten- en vissenpopulatie.

Belangrijke algemene conclusies wijzen op het belang van het opstellen van duidelijke ecologische doelstellingen bij dergelijke projecten. Daarnaast is ook het communiceren van deze doelstellingen naar de omwonenden van belang ter vergroting van het draagvlak en om deze projecten een goede kans van slagen te geven.

Vanuit ecologisch standpunt hebben deze ingrepen vrijwel steeds een belangrijke meerwaarde. Zelfs bij een matige waterkwaliteit hebben structuurverbeterende maatregelen een gunstige invloed op de aanwezige levensgemeenschappen. Door de opgetreden verbeteringen, worden de potenties duidelijk zichtbaar. Dit kan nadien het draagvlak vergroten voor de oplossing van de overige knelpunten in de waterloop.

De Provincie Antwerpen, dienst waterbeleid, voert als beheerder van de waterlopen van 2^e categorie tal van maatregelen uit in het kader van het integraal waterbeheer. Bij deze maatregelen (oeverversteving, waterberging, ...) wordt steeds getracht om in de mate van het mogelijke te streven naar een volledig ecologische inrichting of, indien de randvoorwaarden dit niet toelaten, te werken met natuurtechnische milieubouw (NTMB).

Om na te gaan in hoeverre de gedane inspanningen een meerwaarde hebben betekend op vlak van waterbeheer of natuur, werd in dit kader een evaluatie naar de effectiviteit van deze NTMB-maatregelen uitgevoerd in de periode 2005–2006 (Van Ballaer et al, 2007). De onderzochte ingrepen betreffen: oeverversteving met wilgentenen, hermeandering, afschuinen van oevers, retentiezones, oeverzones en paaiplaatsen. Het betreft ook enkele projecten die uitgevoerd werden door lokale besturen en Natuurpunt vzw.

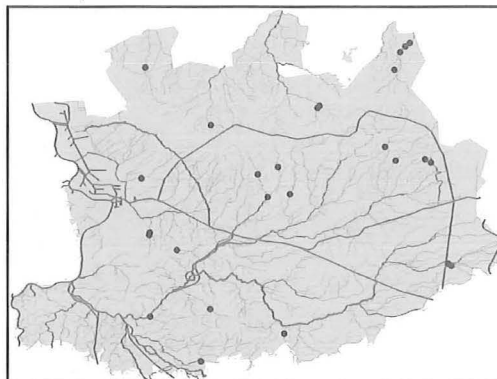
Elke categorie van maatregelen heeft specifieke doelstellingen die op een specifieke manier geëvalueerd dienen te worden. In het algemeen werd gestreefd naar zowel een technische evaluatie van de maatregel, alsook een ecologische evaluatie. Wat betreft de technische evaluatie wordt bijzondere aandacht besteed aan de evaluatie van oeververstevingen met wilgentenen. Hierbij werd de nadruk gelegd op het onderzoek naar de mogelijke parameters die van invloed kunnen zijn op het schietsucces van de wilgentenen. Verder wenste deze studie aanbevelingen te formuleren voor toekomstige NTMB-projecten langs waterlopen.

Onderzochte projecten

Uit de lijst van natuurtechnische maatregelen die werden uitgevoerd in de afgelopen jaren werd een

selectie gemaakt van 21 waterlopen, waarvan in enkele waterlopen meerdere ingrepen werden uitgevoerd. Deze is enerzijds op het type ingreep gebaseerd en anderzijds op de geografische spreiding.

Figuur 1: Ligging onderzoekslocaties binnen de provincie Antwerpen



Onderzoeksmethodes

Bij de evaluatie van natuurtechnische maatregelen werden diverse methodes gehanteerd. De technieken zijn hier onderverdeeld in drie groepen: technisch, abiotisch en biotisch.

Technisch: de efficiëntie van elke maatregel in functie van de doelstellingen werd beschreven. Daarnaast werd speciale aandacht besteed aan het uitschieten van wilgentenen als oeververdediging.

Abiotisch: de morfologie en habitatvariatie werden beschreven volgens Konings & Meire (2004). Daarnaast werd, afhankelijk van de ingreep, eveneens de kwaliteit en het peil van het grond- en/of oppervlaktewater opgevolgd.

Biotisch: dit was het voornaamste aspect van deze evaluatiestudie. De onderzochte groepen zijn vissen (toepassing van de visindex voor de brasemzone (Belpaire *et al*, 2000) en populatiesamenstelling), macro-invertebraten (toepassing van de BBI (De Pauw & Vannevel, 1991) en soortensamenstelling) en macrofyten (oever- en waterplantengemeenschap) (Tabel 1).

Tabel 1: overzicht van methodes gebruikt bij diverse ingrepen

	Vissen	Macro-invertebraten	Water- en oeverplanten	Waterkwaliteit	Vegetatie	Grondwater	Structuur
Retentiezones			x				
Hermeandering	x	x	x				x
Plas/drasbermen	x	x	x	x			x
Oeverzones					x	x	
Paaiplaatsen	x	x	x				
Oevers met wilgentenen		x	x				x

Resultaten

Door het uitgebreide aantal ingrepen die onderzocht werden en de diverse evaluatiemethodes (zie tabel 1), worden slechts een beperkt aantal resultaten besproken. In dit artikel beperken we ons tot die met betrekking tot de paaiplaatsen en de aanleg van plasbermen. Voor de overige resultaten verwijzen we naar Van Ballaer *et al* (2007).

Paaiplaatsen

In het Loeijens Neetje (Retie) werd een plas van ongeveer 400m² aan de stroomafwaartse zijde aangesloten op de beek. Een visbestandsopname werd uitgevoerd in de beek ter hoogte van de paaiplaats (TPP), in een referentietraject verder stroomopwaarts (REF) en eveneens in de paaiplaats zelf (PP) (tabel 2).

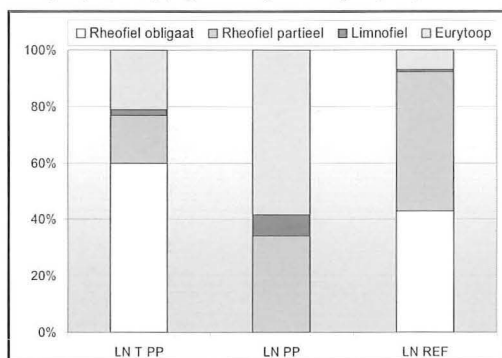
Uit figuur 2 blijkt dat de vissamenstelling in de paaiplaats zich voornamelijk weerspiegelt in de aanwezigheid van eurytope (paling en driedoornige stekelbaars) en typisch limnofiele soorten (snoek en tiendoornige stekelbaars). In het Loeijens Neetje is er een duidelijke aanwezigheid van typische stroomminnende vissen. BERPJE is een obligaat rheofiele vissoort die een belangrijk deel uitmaakt van de populatie. Daarnaast worden soorten aangetroffen waarvan minstens een gedeelte van de levenscyclus in stromend water dient te gebeuren. Het referentietraject vertoont een gelijkaardige verdeling, echter met minder eurytope soorten.

Kort samengevat wijkt het visbestand in de aangegetakte paaiplaats zeer sterk af van deze in het Loeijens Neetje. Typische limnofiele soorten zijn schaars in het Loeijens Neetje, maar komen veelvuldig voor in de paaiplaats, waar het aandeel aan rheofiele soorten dan weer zeer beperkt is (figuur 2).

Tabel 2: Totaal aantal gevangen exemplaren per locatie in het Loeijens Neetje

Vissoort	REF	TPP	PP
Am. rivierkreeft	2		
bermpje	137	91	
grondel	158	26	
driedoornige stekelbaars	22	22	100
snoek	3	3	8
baars		7	
paling		3	1
zonnebaars			51
riviergrondel			5
tiendoornige stekelbaars			5
winde			3

Figuur 2: Ecologische indeling van de visgemeenschap in het Loeijens Neetje voor het traject ter hoogte van de paaiplaats (TPP), de paaiplaats zelf (PP) en het referentietraject (REF)



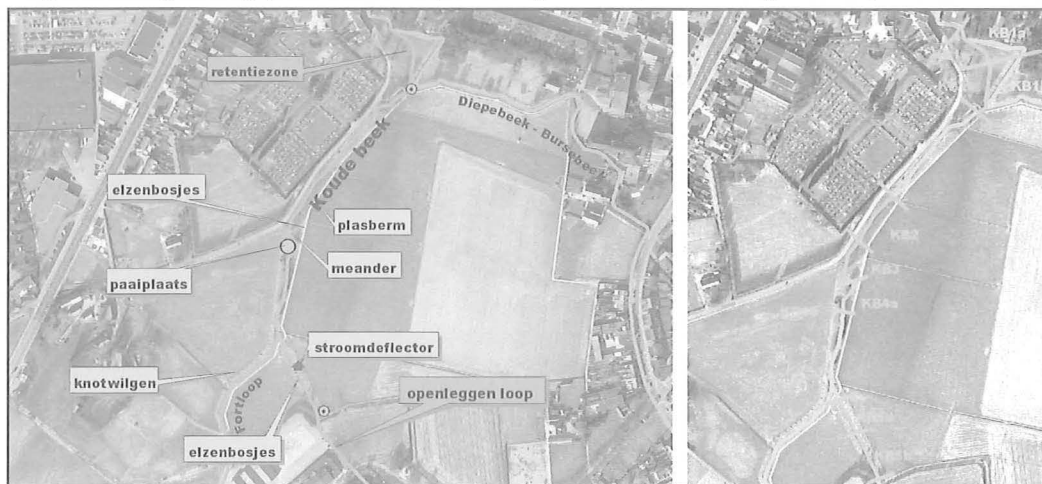
De visindex geeft aan de paaiplaats een ontoereikende score. In de beek zelf krijgen beide trajecten een matige klasse toegewezen, al ligt de score voor het traject ter hoogte van de paaiplaats iets hoger.

Herprofilering waterloop

In 2000 vormde de aankoop van een oeverzone het startschot voor de ecologische inrichting van de Koude Beek op het grondgebied van Borsbeek. Toen werden een plasberm en een extra meander aangelegd, een veedrinkpoel omgevormd tot een paaiplaats, enkele aanplantingen uitgevoerd en schanskorven geplaatst (tegen de baan) om de oevers te verstevigen (figuur 3). In 2006 werd een volgende fase uitgevoerd: een kleine retentiezone werd uitgegraven aan de monding van de Diepenbeek en stroomopwaarts werd de overwelfde loop weer opgelegd met zachthellende oevers.

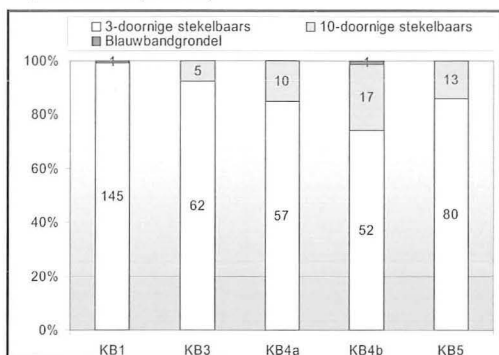
Hier werden dan ook op een korte afstand, maar wel duidelijk gescheiden, diverse ingrepen op de morfologie van de waterloop uitgevoerd. De evaluatie was hier gefocust op vissen en oever- en waterplanten.

Figuur 3: Situering van de ingrepen in de Koude Beek (licht: maatregelen uit 2002; donker: maatregelen uit 2006)



De visfauna is nog vrij soortenarm (figuur 4), onder meer ten gevolge van de regelmatige overstorten en daarmee samenhangende bedenkelijke waterkwaliteit. Toch zien we hier een grotere soortenrijkdom in de paaipplaats (KB4b), net als de grootste densiteiten in de recent (mei 2006) aangelegde retentiezone (KB1). Beide trajecten kunnen trouwens beschouwd worden als een refugium (in de retentiezone mondt een zijloop uit) waar de vissen bij overstortev events kunnen schuilen.

Figuur 4: Soortensamenstelling in de trajecten van de Koude Beek (met aantallen per soort)



Bij de analyse van de oevertvegetatie is een veel duidelijkere invloed merkbaar van de ingrepen. Door vroegere inventarisaties te vergelijken met recente opnames kan de verandering duidelijk aangetoond worden. In tabel 2 valt zeker de snelle ontwikkeling op van de afgegraven oevers in de retentiezone (KB1: kolom 1 en 2), waarbij na 3 maanden reeds een goed ontwikkelde moerasvegetatie aanwezig is.

Schanskorven (KB3) vormen een belangrijke belemmerende factor op de aanwezigheid van een diverse soortensamenstelling, ook in vergelijking met de verruigde referentieoevers. Daarentegen kan het afgraven van een plasberm van ca. 1 m breed de mogelijkheid bieden voor een zeer sterke rietvegetatieontwikkeling (na een beperkte aanplant).

Conclusies

Aangezien het onmogelijk is om alle conclusies over deze uitgebreide studie in dit korte bestek weer te geven, worden de conclusies beperkt tot de twee besproken casestudies en enkele algemene vaststellingen en aanbevelingen die voor een divers gamma aan ingrepen van toepassing kunnen zijn.

Case studies

Uit de resultaten van het Loeijens Neetje blijkt dat de paaipplaats, hoewel die op zich geen uitzonderlijke goede scores krijgt, toch voor een grotere diversiteit in de visgemeenschap zorgt in de beek. Het traject ter hoogte van de paaipplaats krijgt immers een iets hogere indexbeoordeling dan het referentietraject zonder paaipplaats. Toch komt de meerwaarde van deze niet-doorstroomde paaipplaats voornamelijk tot uiting met vissoorten uit stilstaande wateren.

Bij de Koude Beek kunnen we zowel op vlak van vegetatie als in het visbestand opmaken dat de inrichtingsmaatregelen een positieve invloed hebben, die zich bovendien zeer snel manifesteert. Zowel aan de retentiezone, paaipplaats als bij de plasberm is er een toegenomen biodiversiteit vastgesteld, ondanks de matige waterkwaliteit.

Ecologisch herstel

Veel ingrepen worden gericht op een aanpassing van de morfologie van de waterloop zonder hierbij een duidelijke ecologische doelstelling aan te koppelen. Voor communicatie rond het project, maar zeker ook voor een latere evaluatie zijn duidelijke doelstellingen van groot belang.

Anderzijds worden in vrijwel alle projecten ecologische verbeteringen vastgesteld. Ook op locaties waar de waterkwaliteit nog als een knelpunt wordt aanzien, kan vooruitgang worden vastgesteld bij een verbetering van de morfologie van de waterloop. Bij het bereiken van een globale ecologische verbetering, kunnen dergelijke NTMB-ingrepen dus voor een eerste (zichtbare) stap vooruit zorgen

waardoor ook de andere knelpunten (vb. waterkwaliteit) verder of sneller aangepakt kunnen worden. Ecologische en NTMB-ingrepen kunnen dus als een katalysator gezien worden voor het herstel van kleine watersystemen. Toch moet steeds van in het begin getracht worden om de knelpunten als een geheel aan te pakken en op die manier en geïntegreerd project op te starten.

Communicatie

Het succes en de aanvaarding van dergelijke kleine projecten hangt voor een deel af van communicatie met omwonenden. Kleine projecten zijn immers minder zichtbaar voor de doorsnee burger, maar moeten wel gepromoot worden bij de direct omwonenden en voorbijgangers. Wanneer de bedoeling van bijvoorbeeld oeververstevingingen met wilgentenen of plasbermen niet duidelijk zijn, bestaat de kans op foutieve, maar dikwijls goedbedoelde reacties van de burger:

Tabel 3: Vegetatieopnames aan de Koude Beek (in Tansley-schaal)

Zone	Originele oevers (KB1)	Afgegraven oevers (KB1)	Referentie (tussen KB1 en KB2)	Schans- korven (KB3)	Plasberm (KB2)	Opengelegde bedding (nulsituatie)
Datum	18/05/2004	25/07/2006	23/07/2006	24/07/2006	26/07/2006	27/07/2006
Gewone berenklaauw	1					
Veldkers	1					
Gewone smeerwortel	2			1		
Gestreepte witbol	3					
Fluitenkruid	3					
Glanshaver	5		4	3		
Grote brandnetel	2	1	4	5	3	
Kleefkruid			2	3		
Hop			2		1	
Bijvoet			2			
Fioringras			2			
Hondsdrif			2	1		
Veenwortel			2			
Moerasandoorn				1		
Basterdwederik (G)			1			
Wolfspoot		3	1			1
Schietwilg		4			1	2
Perzikkruid		4				
Egelboterbloem		3				
Greppelrus		3				2
Beekpunge		2				
Grote kattenstaart		2				1
Kruipende boterbloem		2				2
Tandzaad (G)		2		0		0
Valse kamille		2				
Waterpeper		2				
Geknikte vossenstaart		1				
Hanenpoot		1				
Ridderzuring		1				
Ruw beemdgras		1				
Varkensgras		1				1
Blauwe waterereprijs		0				
Gele maskerbloem		0				
Grote waterweegbree		0				
Kleine watereppe		0				
Moeraskers		0				
Riet		0			5	
Braam (G)					2	
Haagwinde				2	2	
Boswilg					1	
Harig wilgenroosje					1	
Koninginnekruid					1	
Vlotgras (G)		1				4
Engels raai gras		0				4
Moerasdroogbloem		1				2
Grote weegbree s I						2
Harig knopkruid						1
Kleine varkenskers						1
Pitrus		1				
Rietgras						

afmaaien van de uitschietende wilgentenen of bestrijden van het “onkruid” in de plasbermen, wat uiteraard niet wenselijk is. Het maken van eenvoudige afspraken of door de nodige informatie te verstrekken kan de slaagkans van een project sterk doen toenemen.

Literatuur

Belpaire, C., Smolders, R., Vanden Auweele, I., Ercken, D., Breine, J., Van Thuyne, G. & Ollevier, F. (2000). An index of Biotic Integrity characterizing fish populations and the ecological quality of Flandrian water bodies. *Hydrobiologia* 434, 17-33.

De Pauw, N. & Vannevel, R. (1991). Macro-invertebraten en waterkwaliteit. Stichting leef-milieu v.z.w., Antwerpen, 316p.

Konings, P. & Meire, P. (2004). Structuur van de ecoinv databank. Universiteit Antwerpen, onderzoeksgroep Ecosysteembeheer in opdracht van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, LIN, AMINAL, Afdeling Water.

Van Ballaer, B., Van Liefveringe, C. & Meire, P. (2007). Evaluatie van de effectiviteit van natuurtechnische maatregelen in het waterbeheer in de provincie Antwerpen. Rapport Universiteit Antwerpen, Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer – ECOBE 07-R97.

B. Van Ballaer¹, C. Van Liefveringe² en P. Meire¹

¹ Universiteit Antwerpen
Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer
Universiteitsplein 1A
2610 Wilrijk
bram.vanballaer@ua.ac.be
tel: +32 3 820 22 68

² Agentschap voor Natuur en Bos, buitendienst
Vlaams-Brabant

